

Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo
Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios
Instituto Biológico
Programa de Pós-Graduação em Sanidade, Segurança Alimentar e Ambiental no
Agronegócio

Avaliação de risco agudo em peixes frente ao uso de produtos a base de Glifosato utilizando a ferramenta *Pesticide in Water Calculator (PWC)* para estimativa de exposição em um cenário brasileiro

Thamires Sá de Oliveira

Dissertação elaborada para a obtenção do título de mestre no Programa de Pós-graduação em Sanidade, Segurança Alimentar e Ambiental no Agronegócio do Instituto Biológico.

SÃO PAULO
2020

Thamires Sá de Oliveira

Avaliação de risco agudo em peixes frente ao uso de produtos a base de Glifosato utilizando a ferramenta *Pesticide in Water Calculator* (PWC) para estimativa de exposição em um cenário brasileiro

Dissertação apresentada para a obtenção do título de Mestre em Sanidade, Segurança Alimentar e Ambiental no Agronegócio

Área de concentração: Segurança Alimentar e Sanidade no Agroecossistema

Orientador:

Professora Dr^a Eliane Vieira

São Paulo
2020

Eu **Thamires Sá de Oliveira**, autorizo o Instituto Biológico (IB-APTA), da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, a disponibilizar gratuitamente e sem ressarcimento dos direitos autorais, o presente trabalho acadêmico de minha autoria, no portal, biblioteca digital, catálogo eletrônico ou qualquer outra plataforma eletrônica do IB para fins de leitura, estudo, pesquisa e/ou impressão pela Internet desde que citada a fonte.

Assinatura: Thamires Sá de Oliveira Data 05/12/20

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo
Núcleo de Informação e Documentação – IB

Oliveira, Thamires Sá de.

Avaliação de risco agudo em peixes frente ao uso de produtos a base de Glifosato utilizando a ferramenta *Pesticide in Water Calculator* (PWC) para estimativa de exposição em um cenário brasileiro. / Thamires Sá de Oliveira.
- São Paulo, 2020.

107 p.

doi: 10.31368/PGSSAAA.2020D.TO010

Dissertação (Mestrado). Instituto Biológico (São Paulo). Programa de Pós-Graduação.

Área de concentração: Segurança Alimentar e Sanidade no Agroecossistema.
Linha de pesquisa: Agrotóxicos e resíduos agrícolas: ecologia e qualidade dos alimentos.

Orientador: Eliane Vieira.

Versão do título para o inglês: Acute risk assessment on fish in relation to the use of glyphosate products with the *Pesticide in Water Calculator* (PWC) tool for exposure estimation in a brazilian scenario.

1. Curva de distribuição da sensibilidade das espécies (SSD) 2. Concentração de efeito (HC5) 3. Peixes tropicais 4. Exposição ambiental 5. Toxicidade aguda
I. Oliveira, Thamires Sá de II. Vieira, Eliane III. Instituto Biológico (São Paulo)
IV. Título.

IB/Bibl./2020/010

Nome: Thamires Sá de Oliveira

Título: Avaliação de risco agudo em peixes frente ao uso de produtos a base de Glifosato utilizando a ferramenta *Pesticide in Water Calculator* (PWC) para estimativa de exposição em um cenário brasileiro

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Sanidade, Segurança Alimentar e Ambiental no Agronegócio do Instituto Biológico, Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios, da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo para a obtenção do título de Mestre em Sanidade, Segurança Alimentar e Ambiental no Agronegócio.

Aprovado em: 01/12/2020

Banca Examinadora

Profª. Drª. Eliane Vieira

Instituição: Instituto Biológico

Julgamento: APROVADA

Assinatura:



Prof. Dr. Robson Rolland Monticelli Barizon Instituição: Embrapa Meio Ambiente

Julgamento: APROVADA

Assinatura:



Prof. Dr. Fábio Kummrow

Instituição: Universidade Federal de São Paulo

Julgamento: APROVADA

Assinatura:



Dedico aos meus avós maternos (*in memoriam*)

Alceu e Nilza.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Ao Instituto Biológico e ao Programa de Pós-Graduação pela oportunidade de desenvolver este trabalho.

A professora Eliane Vieira por ter acreditado em mim.

Aos professores do Programa de Pós Graduação em Sanidade, Segurança Alimentar e Ambiental no Agronegócio do Instituto Biológico, pelos ensinamentos.

Ao meu marido Theo M. Kaminski por todo apoio, incentivo, carinho e também ajuda em discutir assuntos que nem eram de seu entendimento, mas que sempre esteve disponível para me escutar. Pela ajuda na formatação do trabalho, revisão e auxílio em diversas contas matemáticas.

Aos meus pais Suzel e Flávio, por entenderem a minha ausência em várias ocasiões devido ao mestrado, por terem sempre buscado o melhor para mim e me apoiado.

A minha ex chefe Mariana Pais por ter sido quem me encorajou e apoiou a iniciar o mestrado.

Ao meu time de trabalho Daniela Mejias, que me ajudou na montagem do arquivo meteorológico do PWC e Gustavo Santos que sempre esteve disponível em discutir, orientar e ajudar em diversos temas do trabalho. Também a Thais Rezende, Ana Cione, Flávio Tincani, Fábio Casallanovo, Mario Paniago e Mariana Artal, pelos diversos apontamentos e discussões construtivas que com certeza contribuiram muito para este trabalho.

Ao Dirk Young da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA) por toda paciência e disponibilidade em me ajudar com o funcionamento da ferramenta PWC e pelos diversos esclarecimentos de dúvidas.

Aos membros da banca de defesa Robson Barizon e Fábio Kumrow pelas excelentes sugestões, correções apontadas e suporte no encaminhamento de dúvidas.

Ao time do laboratório de geoprocessamento e métodos quantitativos (LGT) da Embrapa Meio Ambiente pelos mapas de classes de solos gerados para a cidade de Brotas e São Carlos.

Aos meus avós maternos (*in memoriam*) Alceu C. Coutinho de Sá e Nilza Coutinho de Sá que foram pessoas inspiradoras, fortes, batalhadoras e que me ensinaram muita coisa com amor e carinho contribuindo para o que me tornei hoje.

A todos os amigos e familiares que me incentivaram, apoiaram, que compreenderam as minhas ausências em muitas ocasiões, que compartilharam das minhas alegrias e angústias, e que sempre estiveram disponíveis para me ajudar no que fosse necessário.

RESUMO

Oliveira, Thamires. **Avaliação de risco agudo em peixes frente ao uso de produtos a base de Glifosato utilizando a ferramenta *Pesticide in Water Calculator* (PWC) para estimativa de exposição em um cenário brasileiro. 2020.** 107f . Dissertação (Mestrado em Sanidade, Segurança Alimentar e Ambiental no Agronegócio) – Instituto Biológico, Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios, Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, São Paulo, 2020.

O atual processo de registro de agrotóxicos no Brasil baseia-se, predominantemente, na classificação dos produtos em grau de periculosidade para o meio ambiente, sem considerar a exposição e o risco. Este cenário tem apresentado mudanças entre os órgãos reguladores e discussões acerca de modelos de avaliação de risco a serem implementadas no país já vem sendo realizada. A primeira avaliação de risco ambiental implementada no Brasil foi para polinizadores em 2017, tornando-se obrigatória a condução pelas empresas registrantes. O objetivo deste trabalho é avaliar e caracterizar o risco agudo do uso de produtos a base do herbicida glifosato em peixes nativos e exóticos utilizando como ferramenta de cálculo da exposição o modelo PWC do EPA (Agência de Proteção Ambiental Americana), em dois cenários, sendo um padrão e outro parametrizado para as condições brasileiras. Foram coletados em literatura dados de parâmetros essenciais para a construção de um cenário que reflita as condições brasileiras. Dados de toxicidade aguda de glifosato em peixes exóticos e nativos também foram levantados em literatura como forma de viabilizar a avaliação de risco, além de permitir a construção de uma curva de distribuição da sensibilidade das espécies e a obtenção da concentração de efeito de glifosato em 5% das espécies (HC5). O quociente de risco (QR) foi calculado pela razão entre a concentração ambiental estimada, tanto para o cenário desenvolvido quanto para um cenário padrão EPA, pelo valor da HC5 estimada para as espécies de peixes nativos e exóticos. Em seguida, os QR's foram comparados com os níveis de preocupação de referência para identificar a necessidade de refinamentos/mitigações ou, então, descartar com segurança o risco. Não foram identificados riscos inaceitáveis de glifosato considerando o cenário de exposição em condições brasileiras, bem como o cenário padrão EPA. A exposição estimada do cenário padrão EPA, foi cerca de 6 vezes maior que o cenário construído. A HC5 de glifosato para as espécies levantadas neste trabalho foi de 3,326 mg/L ($p = 0,0659$).

Palavras-chave: Curva de distribuição da sensibilidade das espécies (SSD). Concentração de efeito (HC5). Peixes tropicais. Exposição ambiental. Toxicidade aguda.

ABSTRACT

Oliveira, Thamires. **Acute risk assessment on fish in relation to the use of glyphosate products with the *Pesticide in Water Calculator* (PWC) tool for exposure estimation in a Brazilian scenario.** 2020. 107p. Dissertation (Master in Health, Food Safety and Environment in Agribusiness) - Instituto Biológico, Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios, Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, São Paulo, 2020.

The current pesticide registration process in Brazil is mainly based on the classification of products as hazardous to the environment, not considering the exposure and risk. This scenario has presented changes among regulatory agencies and discussions on risk assessment models to be implemented in the country is already being undertaken. The first environmental risk assessment implemented in Brazil was for pollinators in 2017, making it a requirement for registrant companies. The objective of this work is to evaluate and characterize the risk of the use of glyphosate herbicide products in native and exotic fish using the EPA- PWC model as the exposure estimation tool, in two scenarios, one standard and the other parameterized for Brazilian conditions. Data on essential parameters were collected from literature to build a scenario that reflects Brazilian conditions. Glyphosate toxicity data on exotic and native fish were also collected from the literature as a way to enable risk assessment, and also to allow the construction of a species sensitivity distribution curve (SSD) to obtain the glyphosate effect concentration in 5% of the species (HC5). The risk quotient (RQ) was calculated by the ratio of the estimated environmental concentration, both for the developed scenario and for a standard EPA scenario, by the HC5 value estimated for native and exotic fish species. The RQs were compared with the reference levels of concern to identify the need for refinements/mitigation or to safely discard the risk. No unacceptable risks of glyphosate were identified considering the exposure scenario under Brazilian conditions and the standard EPA scenario. The estimated exposure of the standard EPA scenario was about 6 times higher than the scenario built. The HC5 of glyphosate for the species assessed in this study was 3.326 mg/L ($p = 0.0659$).

Keywords: Species sensitivity distribution curve (SSD). Effect Concentration (HC5). Tropical fish. Environmental exposure. Acute toxicity.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Consolidação de dados de consumo de agrotóxicos e afins (2000 – 2018) fornecido pelas empresas registrantes de produtos técnicos, agrotóxicos e afins, conforme art. 41 do Decreto nº4.074/2002. ND: Não disponível para os anos de 2007 e 2008. Fonte: IBAMA, 2020.	21
Figura 2: Gráfico representando a intersecção (risco) entre os elementos de exposição e efeito. Fonte: IBAMA – Manual de avaliação de risco ambiental de agrotóxicos para abelhas, 2017.	27
Figura 3: Estrutura conceitual geral para avaliação de risco ambiental (US-EPA, 1992). Fonte: IBAMA, 2012.....	28
Figura 4: Características das fases da avaliação de risco. Fonte: IBAMA, 2017.	29
Figura 5: Modelo conceitual de acordo com a U.S. Environmental Protection Agency para transporte e destino do agroquímico na superfície d’água. (Modificado de EPA, 2019).	37
Figura 6: Massas de entradas e saídas e processos simulados no VVWM. (Modificado de EPA, 2019).....	38
Figura 7: Interface da ferramenta PWC versão 2.0.	39
Figura 8: Representação das fases fenológicas da cana-de-açúcar. (Adaptado de Gasho e Shih,1983).	46
Figura 9: Mapa de georreferenciamento da cidade de Brotas-SP com dados de classe de solos por hectare.	49
Figura 10: Mapa de georreferenciamento da cidade de São Carlos-SP com dados de classe de solos por hectare.....	50
Figura 11: Limites dos municípios vizinhos São Carlos-SP e Brotas-BR com as classes de solo e intersecção do LVA na divisa dos municípios.	51
Figura 12: Ciclos da cana-de-açúcar e variações na temperatura e pluviosidade da região centro-sul do Brasil. (Adaptado: Castro, 1999).	55
Figura 13: Distribuição de chuvas por região e respectivos valores de IREG de acordo com manual PRZM5. Fonte: PRZM 5 (2016).	61
Figura 14: Apresentação gráfica dos valores de exposição agudos anuais para coluna d’água e bentônica.	63

Figura 15: Apresentação gráfica dos valores agudos anuais para coluna d'água e região bentônica e interface da aba de resultados do PWC.....	65
Figura 16: Taxa de decaimento da concentração do glifosato em função dos dias entre os dois cenários modelados no PWC.....	66
Figura 17: Gráfico de ajuste com os valores empíricos e os estimados para a toxicidade aguda em peixes nativos e exóticos.	70
Figura 18: Curva de distribuição da sensibilidade das espécies (SSD) estimada para peixes exóticos e nativos baseado nos valores de CL_{50} (mg i.a./L) para glifosato. Espécies nativas são representadas pelo ponto vermelho e exóticas pelo ponto preto.	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Caracterização do Glifosato de acordo com o índice monográfico da ANVISA.....	22
Tabela 2: Ranking das quantidades em toneladas dos ingredientes ativo mais vendidos no Brasil.	25
Tabela 3: Testes e informações necessárias à avaliação ecotoxicológica de acordo com a portaria 84 do IBAMA para produto técnico novo e produto formulado a base de técnico novo.	30
Tabela 4: Somatória das pontuações estabelecidas no PPA e a respectiva classificação de periculosidade.....	32
Tabela 5: Área cultivada para o município de Brotas, Estado de São Paulo, 2016/17.	35
Tabela 6: Dados físico-químicos de entrada no modelo PWC.....	40
Tabela 7: Nível crítico agudo para organismos aquáticos estabelecidos pela EPA.	44
Tabela 8: Conversão de unidades de medida dos parâmetros para compor o arquivo meteorológico.....	47
Tabela 9: Classes de solos da cidade de Brotas-SP e suas respectivas áreas.	49
Tabela 10: Classes de solos da cidade de São Carlos-SP e suas respectivas áreas.	51
Tabela 11: Resumo dos parâmetros utilizados na subdivisão “soil layers” da aba “land” do modelo PWC.	52
Tabela 12: Resumo dos dados físico-químicos de entrada na ferramenta PWC.....	54
Tabela 13: Resumo dos parâmetros da cultura de cana-de-açúcar utilizados na modelagem..	57
Tabela 14: Resumo das informações de entrada na aba “runoff” do modelo PWC.....	58
Tabela 15: Categoria de ocupação das terras utilizadas na área de estudo e valores correspondentes de CP para a região de Brotas, Estado de São Paulo.....	58
Tabela 16: Índices de erodibilidade (K) estimada e a tolerância de perdas (A) para as classes de solos da região de Brotas, Estado de São Paulo.	59
Tabela 17: Valores para fator de prática conservacionista baseados em informações da Seção de Conservação dos Solos do Instituto Agronômico de Campinas.....	60
Tabela 18: Concentração ambiental estimada ($\mu\text{g.L}^{-1}$) de glifosato estimada pelo PWC até 365 dias após a aplicação.	62

Tabela 19: Concentração ambiental estimada ($\mu\text{g.L}^{-1}$) de glifosato estimada pelo PWC até 365 dias após a aplicação.	64
Tabela 20: Toxicidade aguda (CL_{50}) de glifosato em peixes nativos obtidos por levantamento bibliográfico.	68
Tabela 21: Classificação de toxicidade para organismos aquáticos estabelecido pelo IBAMA.	69
Tabela 22: Cálculo do quociente de risco (QR) com base na exposição do cenário brasileiro desenvolvido e cenário padrão EPA de acordo com a HC5 para espécies nativas e exóticas.	75
Tabela 23: Nível crítico (LOC) para organismos aquáticos estabelecidos pela EPA e adotado pelo IBAMA.	75

LISTA DE SIGLAS

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária

LOC - Level of Concern (nível de preocupação)

EXAMS - Exposure Analysis Modeling System

QR - Quociente de Risco

IBAMA - Instituto Brasileiro dos Recursos Naturais Renováveis

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia

INMETRO - Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia

OECD - Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico

PRZM - Pesticide Root Zone Model

SIDRA - Sistema IBGE de recuperação automática

SIG - Sistema de Informações Geográficas

USEPA - Agência de Proteção Ambiental Americana

USLE - Equação Universal de Perdas de solo

PWC - Pesticide Water Calculator

K_d - Coeficiente de Adsorção

K_f - Coeficiente de Adsorção Freundlich

EPA - Environmental Protection Agency (Agência de Proteção Ambiental)

CL₅₀ - Concentração de Letalidade de 50% dos Indivíduos

MMA - Ministério do Meio Ambiente

OMS - Organização Mundial da Saúde

MAPA - Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento

ARA - Avaliação de Risco Ambiental

PPDB - Pesticide Properties DataBase

CN - Curve Number

CEPEA - Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada

PIB - Produto Interno Bruto

VVWM - Variable Volume Water Body Model

PPA - Potencial de periculosidade ambiental

PT - Produto Técnico

PF - Produto Formulado

IN - Instrução Normativa

DOU - Diário Oficial da União

CAE - Concentração Ambiental Estimada

SiBCS - Sistema Brasileiro de Classificação de Solos

SSD - Species Sensitivity Distributions (Distribuição de Sensibilidade das Espécies)

AMPA - Ácido aminometilfosfônico

PET - Potencial de evapotranspiração

EEC - Environmental Estimated Concentration

CINTCP - Armazenamento Máximo de Intercepção da Cultura (cm)

LAI - Leaf Area Index

IAF - Índice de Área Foliar

PC - Produto Comercial

I.A. - Ingrediente Ativo

PNEC - Predicted No Effect Concentration (estimativa da concentração sem efeito)

Sumário

1.	INTRODUÇÃO.....	18
2.	OBJETIVOS.....	20
2.1.	Objetivos gerais.....	20
2.2.	Objetivos específicos.....	20
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	21
3.1.	Agrotóxicos.....	21
3.2.	Glifosato.....	22
3.3.	Conceito de Perigo x Risco.....	26
3.4.	Avaliação de risco ambiental e atual cenário no Brasil.....	27
4.	MATERIAIS E MÉTODOS.....	34
4.1.	Localização.....	34
4.2.	Cálculo de exposição.....	36
4.3.	Cenário Brasileiro (Brotas – São Paulo).....	39
4.4.	Cenário padrão do EPA (Lake Charles - Louisiana).....	39
4.4.1.	Dados físico-químicos do Glifosato.....	39
4.4.2.	Aplicações (Bula).....	40
4.4.3.	Solo (Land).....	41
4.4.4.	Cultura/Escoamento superficial (Crop/Runoff).....	41
4.4.5.	Watershed (bacia hidrográfica).....	41
4.5.	Caracterização do efeito agudo (CL ₅₀) em peixes nativos e exóticos.....	42
4.6.	Distribuição da Sensibilidade das Espécies.....	42
4.7.	Caracterização de risco agudo.....	43
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	45
5.1.	Parametrização e caracterização da exposição no cenário brasileiro.....	45
5.1.1.	Aplicações (Bula).....	45
5.1.2.	Solo (Land).....	47

5.1.3.	Dados físico-químicos do Glifosato	53
5.1.4.	Cultura (Crop).....	54
5.1.5.	Escoamento Superficial (Runoff)	57
5.1.6.	Watershed (bacia hidrográfica)	62
5.2.	Cálculo da exposição	62
5.2.1.	Cálculo da exposição no cenário brasileiro (Brotas – São Paulo)	62
5.2.2.	Cálculo da exposição no cenário padrão do EPA (Lake Charles – Louisiana)	64
5.2.3.	Análise comparativa entre a exposição calculada para o cenário brasileiro e para o cenário padrão do EPA.	65
5.3.	Caracterização do efeito agudo (CL ₅₀)	68
5.4.	Curva de Distribuição da Sensibilidade das Espécies com base na toxicidade aguda de espécies de peixes nativos e exóticos	69
5.5.	Caracterização de risco agudo para o cenário desenvolvido para a região de Brotas-SP e cenário padrão EPA na cultura de cana-de-açúcar	74
6.	CONCLUSÕES	77
7.	REFERÊNCIAS	78

1. INTRODUÇÃO

A avaliação de risco ambiental aponta a probabilidade da ocorrência de efeitos adversos no meio ambiente devido a exposição a agentes estressores. Os agentes estressores podem ser classificados em químicos, físicos (como barragens e redes de pesca) ou biológicos (organismos não nativos ou geneticamente modificados) (EPAa, 2020). O presente trabalho tem como foco os agentes estressores químicos, especificamente aos classificados como agrotóxicos.

O PIB do agronegócio em 2019 representou 21,4% do PIB total brasileiro, o que demonstra a grande importância da agricultura na economia do país (CEPEA, ESALQ, USP, 2020). Consequentemente, o uso de agrotóxicos é imprescindível para a produção em larga escala e em 2018 superou a margem de 549 mil toneladas de ingrediente ativo de acordo com o relatório de vendas de agrotóxicos e afins no Brasil no período de 2000 a 2018 do IBAMA (IBAMA, 2019)

O expressivo uso de agrotóxicos e a descarga deste agente estressor no ambiente torna a avaliação de risco ambiental uma etapa crucial para a tomada de decisão dos órgãos reguladores no registro dos produtos agrotóxicos. Este processo também contribui para que as empresas garantam o desenvolvimento de produtos menos agressivos ao meio ambiente e mais eficazes no controle de pragas. Ao caracterizar o destino do agrotóxico no meio ambiente é possível avaliar quais dos organismos não-alvo estarão mais expostos de acordo com a molécula em questão, permitindo a definição de mitigações e restrições em bula, promovendo um uso mais seguro.

No Brasil, a avaliação de risco ambiental é regulamentada pela Lei nº 7802 pelo Decreto nº 4074 de 2002 (Brasil, 1989) e Portaria IBAMA nº 84 de 1996 (IBAMA, 1996), porém, até o momento a avaliação para organismos aquáticos não é requisitada para o registro de agrotóxicos. Análises em organismos não-alvo representativos são realizadas internamente pelo IBAMA desde 2013 somente para novos registros. Apesar disso, os processos e ferramentas não são padronizados (REBELO, 2013).

Atualmente, é realizada a avaliação do potencial de periculosidade ambiental (PPA) para organismos não-alvo representativos estabelecida pela Portaria IBAMA nº 84 de 1996 (IBAMA, 1996) por meio dos estudos ecotoxicológicos e de destino ambiental (persistência e mobilidade) submetidos no dossiê de registro dos produtos agrotóxicos. Porém,

esta forma de análise leva em conta somente o perigo (toxicidade) e não o risco. A avaliação de risco ambiental é factível apenas quando são consideradas a exposição e a toxicidade, sendo que o risco é resultado da intersecção destes dois elementos.

Os estudos de toxicidade são bem estabelecidos e padronizados para registro de agrotóxicos, porém, a exposição vem sendo o grande entrave das avaliações de risco, visto que muitas ferramentas de cálculo de exposição disponíveis para uso foram desenvolvidas considerando cenários internacionais com características distintas do Brasil.

O glifosato é o ingrediente ativo mais vendido no mundo e no Brasil. Só em 2018 aproximadamente 195.056,02 toneladas dos agrotóxicos comercializados em território nacional foram provenientes deste ingrediente ativo (IBAMA, 2020). Recentemente várias agências ambientais e órgãos reguladores no mundo têm levantado objeções quanto ao seu uso devido à riscos à saúde (INCA, 2020). Características químicas desta molécula impossibilitam sua análise nos métodos multirresíduos convencionais e o monitoramento seria uma atividade onerosa, logo, a avaliação de risco em escala nacional é a ferramenta mais adequada para avaliar a exposição de organismos aquáticos.

Além de discutir e exibir a parametrização de um cenário em condições brasileiras, o presente trabalho buscou elucidar uma avaliação de risco especificamente para glifosato em peixes e assim, realçar a possibilidade de implementação no Brasil. A ferramenta escolhida foi o *Pesticide in Water Calculator* (PWC), visto que é a mais recente e completa utilizada para fins regulatórios nos Estados Unidos e Canadá (EPAC, 2020). Além disso, o trabalho buscou explorar a distribuição da sensibilidade das espécies para a toxicidade de glifosato em organismos nativos e exóticos a fim de obter uma concentração de segurança para 95% das espécies avaliadas para o cálculo de risco.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivos gerais

O objetivo deste trabalho é avaliar e caracterizar o risco do uso de produtos a base do herbicida glifosato em peixes nativos e exóticos utilizando como ferramenta de cálculo da exposição o modelo *Pesticide in Water Calculator* (PWC) da Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA) adaptado para condições brasileiras.

2.2. Objetivos específicos

- Calcular e comparar as exposições provenientes de um cenário em condições brasileiras e de um cenário padrão do EPA a fim de discutir as principais diferenças nos resultados obtidos;
- Construir a curva de distribuição da sensibilidade (SSD) e obtenção da concentração de efeito em 5% das espécies (HC5) para peixes nativos e exóticos em relação a toxicidade aguda (CL₅₀) de produtos à base de glifosato;
- Calcular e comparar o quociente de risco ambiental (QR) do uso de glifosato na cultura de cana-de-açúcar frente a um cenário em condições brasileiras e outro em condições padrão EPA.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Agrotóxicos

De acordo com a lei nº 7802, de 11 de julho de 1989, os agrotóxicos são definidos como “os produtos e os agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas, nativas ou implantadas, e de outros ecossistemas e também de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos.”

O uso de agrotóxicos é imprescindível para a produção em larga escala e conseqüentemente para a exportação no atual modelo de sistema agrícola de produção de *commodities* no Brasil. Seu uso controla, elimina e previne doenças e pragas que afetam diretamente a produtividade e eficiência econômica (MMA, 2017). Estima-se que, anualmente, cerca de 20% a 40% da produção agrícola global é perdida em decorrência de pragas e doenças (FAO, 2019). No Brasil, as pragas causam uma perda anual de 7,7% na produção, o que corresponde a cerca de 25 milhões de toneladas de alimentos, fibras e biocombustíveis (OLIVEIRA et al, 2014).

A maior porcentagem de introdução de agrotóxicos no meio ambiente é procedente da produção agrícola e pecuária (BRASIL, 2001). O consumo anual em quantidade de ingrediente ativo (i.a) de agrotóxicos vem crescendo ano após ano e em 2018 superou a margem de 549 mil toneladas de acordo com dados disponibilizados pelas empresas registrantes de produtos técnicos, agrotóxicos e afins (Figura 1).

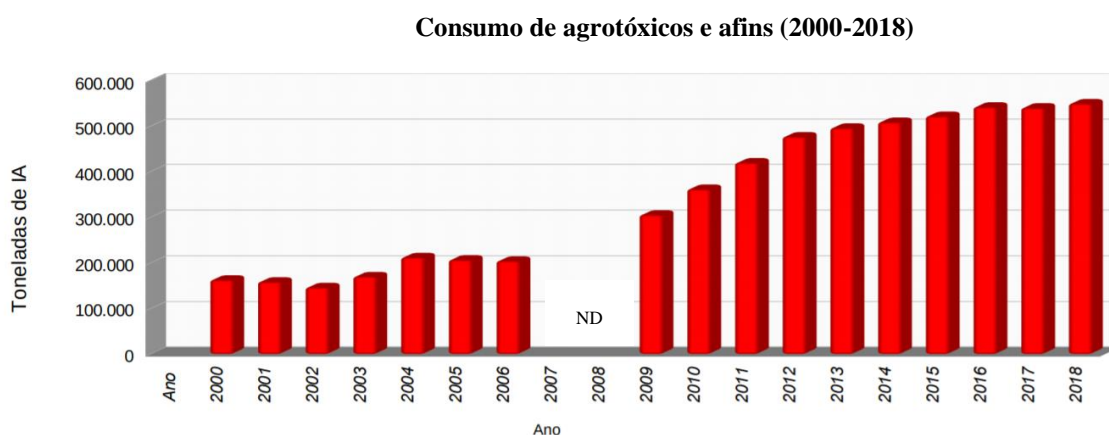


Figura 1: Consolidação de dados de consumo de agrotóxicos e afins (2000 – 2018) fornecido pelas empresas registrantes de produtos técnicos, agrotóxicos e afins, conforme art. 41 do Decreto nº4.074/2002. ND: Não disponível para os anos de 2007 e 2008. **Fonte:** IBAMA, 2020.

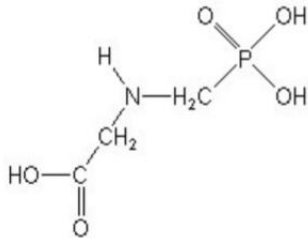
O constante aumento do uso de agrotóxicos na produção agrícola direciona a preocupação e os questionamentos para as consequências de seu uso e os riscos à saúde humana e ao meio ambiente. O uso incorreto destes estressores podem acarretar diversos problemas ao bem-estar da sociedade. Estas substâncias no meio ambiente possuem um complexo comportamento, tendo potencial de atingir solo, águas superficiais e subterrâneas e ter certamente como receptor final o homem, independente de qual seja a forma de aplicação e a rota a qual a substância será submetida (MMA, 2017).

Para contextualizar os efeitos destas substâncias nos organismos não-alvo e o comportamento no meio ambiente, o processo de avaliação de risco ambiental é crucial no estabelecimento de mitigações e no embasamento das tomadas de decisão dos órgãos reguladores frente ao registro ou indeferimento destas substâncias no país.

3.2. Glifosato

O glifosato é um herbicida sistêmico de amplo espectro do grupo da glicina substituída, sendo autorizado em uso agrícola ou domissanitário no Brasil (ANVISA, 2019). Trata-se de um organofosforado apresentado nas formas de sal de isopropilamina, sal de potássio, sal de amônio ou sal de dimetilamina. Independente de qual seja o sal o mecanismo de ação será por meio da inibição da enzima enol-piruvil-shiquimato-fosfato-sintase (EPSPs) (AMARANTE JUNIOR et al., 2002). Nos EUA a molécula está registrada como agroquímico desde 1974 e seu registro passa por reavaliações pela Agência de Proteção Ambiental (EPA) a cada ciclo de 15 anos do produto quanto aos aspectos de segurança e usos (EPAb, 2020). A tabela 1, resume a caracterização do glifosato, bem como apresenta as culturas as quais seu uso é autorizado no Brasil, de acordo com a monografia autorizada da ANVISA (2019).

Tabela 1: Caracterização do Glifosato de acordo com o índice monográfico da ANVISA.

Nº CAS:	1071-83-6
Fórmula bruta:	C ₃ H ₈ NO ₅ P
Fórmula estrutural:	
Classificação toxicológica:	Classe IV

Modalidade de emprego e usos autorizados: Aplicação em pós-emergência das plantas infestantes nas culturas de algodão, ameixa, amendoim, arroz, banana, batata-doce, batata-yacon, beterraba, caju, caqui, cacau, café, cana-de-açúcar, cará, carambola, cenoura, citros, coco, ervilha, feijão, feijão-caupi, figo, fumo, grão-de-bico, gengibre, goiaba, inhame, lentilha, maçã, mamão, mandioca, mandioquinha-salsa, mangaba, milho, nabo, nectarina, pastagem, pêra, pêssego, rabanete, seringueira, soja, trigo e uva.

Fonte: Índice monográfico ANVISA G01, 2019

Divergências de pareceres relativos à segurança humana entre a International Agency for Cancer Research (IARC) e outras agências geram discussões polêmicas na comunidade científica e na sociedade de modo geral. Apesar da IARC ter classificado o glifosato como provavelmente carcinogênico para humanos (Grupo 2A) (INCA, 2020), a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) finalizou em 2019 a reavaliação do glifosato e concluiu que a molécula não apresenta características mutagênicas, teratogênicas e carcinogênicas (ANVISA, 2019).

Em Janeiro de 2020 o glifosato passou por uma consulta pública nos EUA para a revisão de seu registro. Após extensivas discussões, o EPA continua a considerar que não existem riscos à saúde humana quando o glifosato é utilizado de acordo com as orientações de uso constantes na bula. Além disso, conclui que é pouco provável que o glifosato seja cancerígeno para humanos. Medidas de gestão também estão sendo tomadas para uma melhor orientação dos agricultores quanto a pulverização correta dos produtos para as pragas previstas a fim de proteger os polinizadores e reduzir os problemas relacionados a resistência de ervas daninhas ao glifosato (EPAb, 2020).

Outras agências como European Food Safety Authority (EFSA); European Chemical Agency (ECHA); Australian Pesticides and Veterinary Medicines Authority; Health Canada; Rural Development Administration da Coreia do Sul; Food Safety Commission Japan (FSCJ); Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO); Federal Food Safety and Veterinary Office of Swiss e French Agency for Food, Environmental and Occupational Health & Safety (ANSES), também publicaram pareceres concluindo que não existem riscos à saúde humana advindo do uso de glifosato conforme práticas autorizadas (RAR, 2015; FAO,

2016; Government of Canada, 2017; Australian Government, 2016; FS, 2016; EFSA, 2015; ECHA, 2016 e ANSES, 2016).

Um painel de especialistas publicaram em 2016 uma revisão crítica refutando a classificação do IARC e concluindo que o glifosato e as formulações a base deste ativo e seu metabólito não apresentam risco genotóxico e que as evidências relativas a carcinogenicidade não foram consistentes com as características de carcinogênicos (BRUSICK et al, 2016).

Em 2019 a Áustria decidiu banir o uso de Glifosato com base no princípio da precaução. Esta decisão foi realizada por meio de votação de deputados e não levou em consideração as avaliações científicas, como a conduzida pelo EFSA. Em 2020, pelo mesmo princípio da precaução o México também decidiu pelo banimento (GOBIERNO DE MEXICO, 2020; PRESSE, 2019).

No âmbito da saúde ambiental, estudos experimentais relacionados aos efeitos adversos de glifosato frente a organismos não-alvo vêm sendo desenvolvidos e publicados na literatura. Tsui e Chu (2003) relatam, em seu estudo com algas fotossintéticas, sensibilidade ao efeito do glifosato à base de isopropilamina. Sikorski et al (2019) desenvolveram um estudo com a planta aquática *Lemna minor*, com o objetivo de determinar o efeito de concentrações de glifosato, e concluíram que o produto Roundup Ultra 360 SL induziu alterações morfológicas e bioquímicas em plantas não-alvo, além de efeitos tóxicos nos ecossistemas aquáticos mesmo a curto prazo de exposição.

Pal Kaur Gill et al. (2018) desenvolveram uma revisão bibliográfica para levantar os efeitos toxicológicos de glifosato e seu metabólito em organismos não-alvo. Dentre os organismos abordados, foram pontuados efeitos em anelídios (minhocas), artrópodes (crustáceos e insetos), moluscos, equinodermes, peixes, répteis, anfíbios e aves. Sendo os efeitos relacionados a genotoxicidade, citotoxicidade, aberração nuclear, perturbações hormonais, aberrações cromossômicas e danos no DNA em vertebrados superiores.

Mais especificamente em peixes nativos testados com formulações a base de glifosato, um estudo em curto prazo com *Prochilodus lineatus* demonstrou diversas alterações bioquímicas, fisiológicas e histológicas nos organismos (LANGIANO E MARTINEZ, 2008).

Não somente os estudos de efeito com glifosato frente a organismos não-alvo são de suma importância, como também o entendimento das condições de exposição para uma conclusão de risco. A avaliação de risco irá possibilitar a definição de medidas de mitigação de forma a reduzir os efeitos intrínsecos da molécula e diminuir os riscos a biota e a todos os

compartimentos ambientais, além de auxiliar nas tomadas de decisões dos órgãos reguladores com embasamento em cenários mais aplicados a realidade do país (ANDRÉA et al., 2004).

O glifosato é fortemente adsorvido pelas partículas do solo e, portanto, apresenta baixa mobilidade e lixiviação. Um de seus principais produtos de degradação é o ácido amino-metil-fosfônico (AMPA) que possui tempo de meia vida de aproximadamente 30 dias. De acordo com o documento de avaliação da revisão do registro de glifosato pelo EPA, o AMPA tem a característica de ser menos tóxico por exposição aguda aos organismos aquáticos do que o glifosato, e portanto, é considerado que a avaliação de risco aquática aguda para o glifosato é protetiva para a exposição ao AMPA, apesar de ter uma mobilidade maior em comparação ao glifosato (EPA, 2019).

Ao atingir corpos d'água o glifosato inicialmente será adsorvido pelas partículas em suspensão ou sedimentados e em seguida degradado, sendo estimada uma meia vida em águas naturais de 7 a 10 semanas (FAO, 2016; ANVISA, 2019).

O glifosato tem demonstrado grande influência sobre o mercado mundial, visto que há mais de 150 produtos à base deste ingrediente ativo sendo comercializados por cerca de 119 países e considerando seu registro para mais de uma centena de culturas (HARTZLER, 2008; TONI; SANTANA; ZAIA, 2006). Os produtos à base de glifosato são encontrados no mercado em vários tipos de formulação, sendo elas, concentrados líquidos, sólido e líquidos pronto para uso (EPAb, 2020).

No cenário brasileiro, o glifosato é o agrotóxico mais consumido, representando quase metade do volume de todos os ingredientes ativos comercializados no país. Este fato pode ser confirmado por meio de um *ranking* dos ingredientes ativos mais vendidos, elaborado pelo IBAMA com dados disponibilizados pelas empresas registrantes de agrotóxicos no Brasil (Tabela 2).

Tabela 2: Ranking das quantidades em toneladas dos ingredientes ativo mais vendidos no Brasil.

Ingrediente ativo (i.a)	Toneladas de i.a	Colocação no ranking
Glifosato e seus sais	195.056,02	1°
2,4-D	48.921,25	2°
Mancozebe	40.549,92	3°
Atrazina	28.799,34	4°
Acefato	24.656,79	5°
Dicloreto de paraquate	13.199,97	6°
Enxofre	10.409,69	7°
Imidacloprido	10.021,22	8°

Óleo mineral	9.112,53	9º
Oxicloreto de cobre	8.018,65	10º

Fonte: IBAMA, 2020. Dados atualizados: 03/10/2019.

O mesmo relatório de comercialização de agrotóxicos, atualizado em outubro de 2019 pelo IBAMA, relata que no estado de SP a venda de glifosato foi de 18.080,51 toneladas de ingrediente ativo (i.a), referente ao ano de 2018 (IBAMA, 2020).

A elevada quantidade de glifosato utilizado/comercializado se deve a seu amplo espectro de ação, facilidade de manuseio, aplicação eficaz em diversos tipos de culturas, preço acessível e a sua possibilidade de ser aplicado em volumes de calda menores de que outros herbicidas convencionais (RODRIGUES e ALMEIDA, 2005). Todos estes fatores citados influenciam a frequente escolha dos produtos à base de glifosato na utilização em cultivos agrícolas.

3.3. Conceito de Perigo x Risco

Perigo pode ser definido como uma propriedade intrínseca do agente químico de causar efeitos adversos a um organismo ou ao meio ambiente quando este é exposto a determinadas condições. Enquanto que o risco é definido como a probabilidade deste efeito se manifestar e dependerá diretamente das condições da exposição, ou seja, é resultante do perigo *versus* a condição da exposição, sendo esta última fundamental para tal manifestação (CCOHS, 2016; BRASIL, 2012 e ONU, 2009).

A exposição aos produtos no cenário agrícola dependerá de fatores variáveis como: propriedades físico-químicas do produto, modo de aplicação (tratamento de sementes, aplicação terrestre ou aérea), época de aplicação (período de chuvas, período seco), temperatura, sistema de cultivos (convencional, plantio direto, casa de vegetação), tipo do solo e os ecossistemas no entorno da área onde ocorrerá o plantio e a aplicação (IBAMA, 2017).

Os efeitos referem-se a resposta toxicológica dos organismos frente à exposição a substâncias liberadas no meio ambiente. Estes efeitos podem ser agudos (letais e subletais) ou crônicos, ou seja, efeitos que irão se manifestar após um longo período de exposição ao agente estressor (IBAMA, 2017).

O risco trata-se, portanto, da intersecção entre a exposição e a toxicidade intrínseca da molécula, como demonstrado na figura 2.

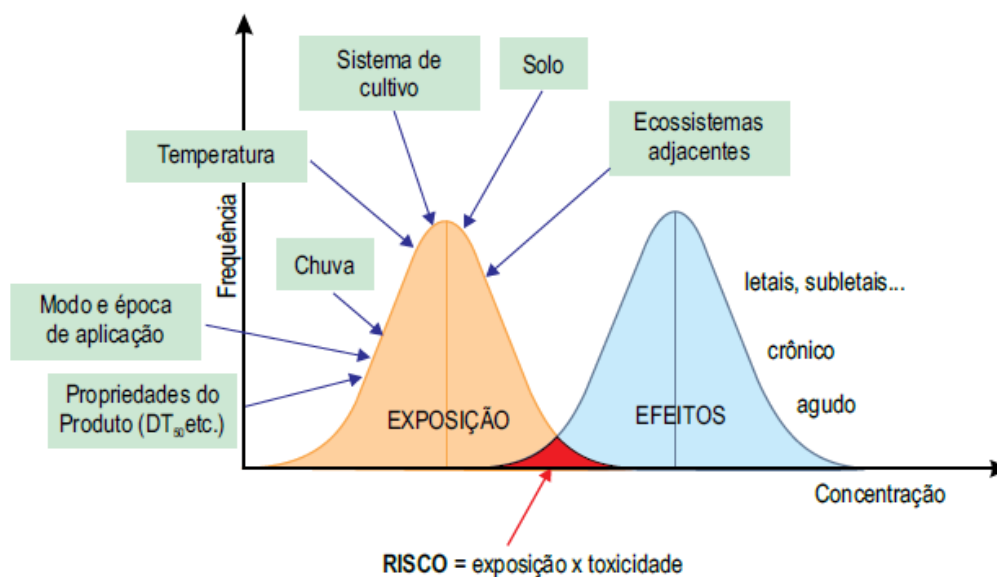


Figura 2: Gráfico representando a intersecção (risco) entre os elementos de exposição e efeito. **Fonte:** IBAMA – Manual de avaliação de risco ambiental de agrotóxicos para abelhas, 2017.

3.4. Avaliação de risco ambiental e atual cenário no Brasil

A avaliação de risco ambiental (ARA) pode ser definida como uma metodologia que avalia a probabilidade de ocorrência de efeitos adversos ao meio ambiente como resultado da exposição a agentes estressores (US EPA, 1992a). Neste processo, realiza-se um compilado de dados e informações acerca do cenário em questão e sua posterior avaliação para prever e pressupor relações e efeitos entre os agentes estressores e os efeitos ecológicos que possam vir a ocorrer, auxiliando assim nas tomadas de decisões ambientais (US EPA, 1998).

A avaliação de risco ambiental pode ser subdividida em três fases: formulação do problema, análise da exposição e do efeito e caracterização do risco, conforme apresentado na figura 3.

Na primeira fase será estabelecido qual o objetivo da avaliação, quais os objetivos de proteção e a estratégia a ser seguida. Assim, por meio de dados disponíveis acerca dos estressores e do ecossistema e/ou receptores analisados, será traçado um modelo conceitual indicando o comportamento, transporte e destino ambiental do produto em questão para definir as hipóteses de risco (US EPA, 1998 e IBAMA, 2012).

A segunda etapa consiste na análise, onde serão avaliados os dados gerados por meio da formulação do problema e então determinada como a provável exposição aos agentes estressores (caracterização da exposição) possui potencial de causar um efeito e qual tipo de efeito pode-se esperar (caracterização dos efeitos ecológicos). Na caracterização da exposição

utilizam-se dados de estudos que conceituam o transporte, a degradação e a persistência. Já para a caracterização dos efeitos ecológicos utilizam-se dados ecotoxicológicos (US EPA, 1998; IBAMA, 2012).

A terceira e última etapa, consiste na caracterização do risco, onde efetivamente avalia-se a integração da exposição com os efeitos ecológicos por meio de um cálculo da razão entre a exposição estimada e o efeito gerado pelo estudo ecotoxicológico e sua posterior comparação com os níveis de preocupação e discussão acerca dos riscos potenciais a nível agudo e crônico (US EPA, 1998 e IBAMA, 2012). A figura 3 resume cada uma das etapas citadas.

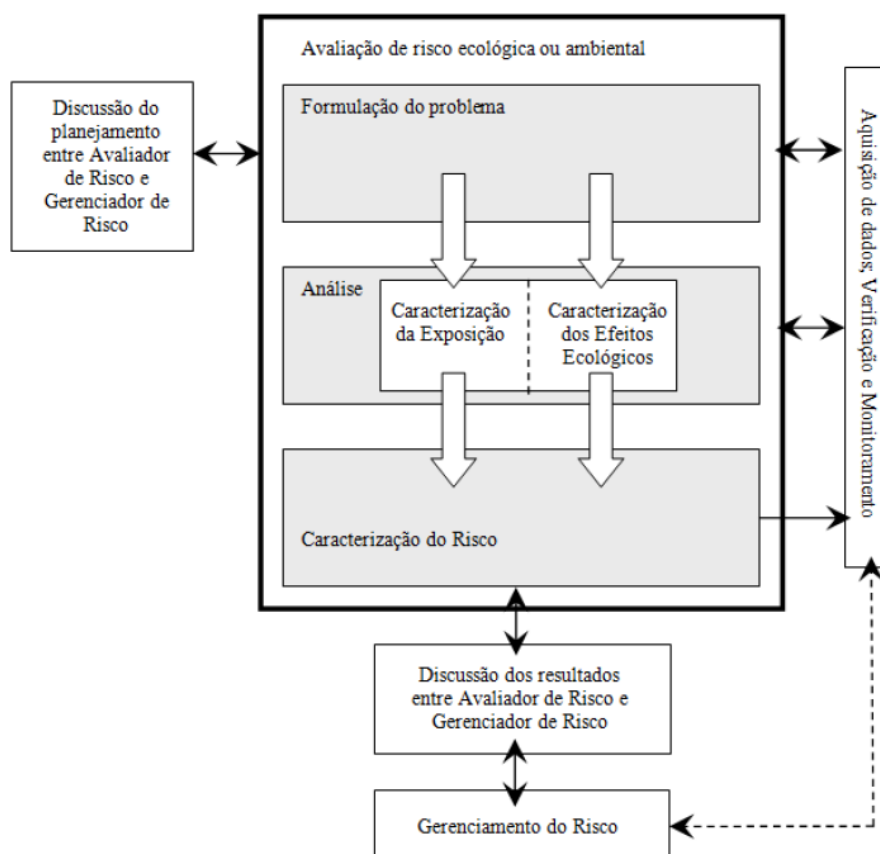


Figura 3: Estrutura conceitual geral para avaliação de risco ambiental (US-EPA, 1992). **Fonte:** IBAMA, 2012.

Como forma de otimizar o processo e o custo da avaliação de risco ambiental, as avaliações seguem uma abordagem em etapas (Figura 4). O objetivo desta abordagem é direcionar os esforços e a atenção para as moléculas que possuem maior potencial de causar dano ao meio ambiente e desta forma evitar gastos desnecessários de estudos complexos em moléculas de baixo risco (IBAMA, 2017).

A primeira fase, também conhecida como etapa de triagem, é extremamente conservadora e considera o pior caso de exposição. Nesta etapa as doses dos produtos são

superestimadas e os processos de degradação do produtos no ambiente não é levado em conta. Desta forma, se a avaliação não indicar risco em fase I pode-se considerar que o risco é baixo ou aceitável. Em contrapartida, se a avaliação não passar em fase I, não necessariamente significa que o risco exista, apenas sugere a utilização de refinamentos mais realísticos, como forma de se descartar o risco (IBAMA, 2017).

Portanto, são nas fases intermediárias que variáveis vão sendo consideradas na avaliação como forma de refinar a exposição. Além disso, estudos de campo ou semi-campo podem ser utilizados para responder incertezas específicas levantadas na fase inicial. Deste modo, quanto mais avançada a fase, a avaliação vai se tornando mais complexa, custosa e realística (IBAMA, 2017).

A última fase trata-se do monitoramento em campo. Esta fase só irá ocorrer caso os estudos gerados e todos os refinamentos adotados nas fases anteriores não forem suficientes para responder as incertezas relacionadas ao risco. O monitoramento consiste em uma avaliação realística e com alta acurácia. Em contrapartida, demanda por profissionais especializados, recursos estruturais e financeiros para a sua realização visto que é muito complexa e envolve diversas variáveis. Se nesta fase de campo o risco não puder ser descartado com segurança, conclui-se que o risco existe de fato (IBAMA, 2017).

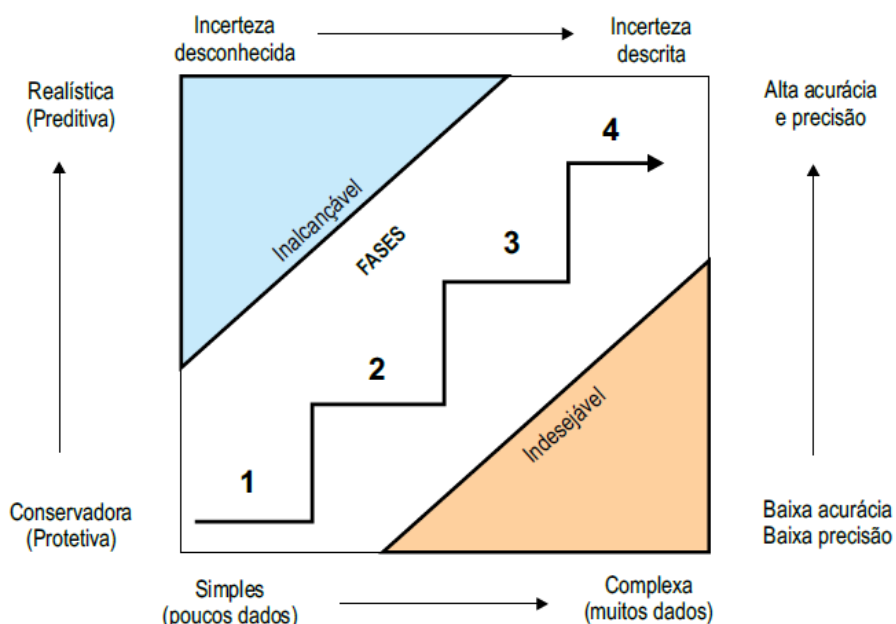


Figura 4: Características das fases da avaliação de risco. **Fonte:** IBAMA, 2017.

No âmbito de registro de agrotóxicos no Brasil, até o ano de 1989, os órgãos competentes eram apenas o Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA), que avalia questões agrônômicas e a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), que

avalia o impacto do uso dos defensivos na saúde humana. Com a publicação da Lei nº 7802/1989, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) foi incluído como órgão responsável pelas questões ambientais pertinentes para liberação de registro de agrotóxicos no Brasil.

A partir de então, o IBAMA passou a realizar a avaliação ambiental por meio de duas vertentes, a avaliação quanto ao Potencial de Periculosidade Ambiental (PPA) e a Avaliação de Risco Ambiental (ARA). Para a classificação quanto ao PPA o IBAMA exige das empresas registrantes a apresentação de uma série de estudos (físico-químicos, toxicológicos e ecotoxicológicos) os quais devem ser conduzidos utilizando o produto a ser registrado. Estes estudos devem ser conduzidos em laboratórios com princípios de Boas Práticas de Laboratório, os quais são reconhecidos pelo Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (INMETRO). Estes laboratórios são monitorados pelo INMETRO e são realizadas auditorias periódicas (Portaria Conjunta nº 1 de 29 de março de 2010).

Por meio dos estudos submetidos o IBAMA determina quais substâncias necessitam de uma avaliação mais aprofundada devido a seu elevado grau de preocupação quanto ao meio ambiente e quais não exigem maiores preocupações.

A portaria 84/1996 estabelece critérios e procedimentos para avaliação ambiental. Os estudos e testes ecotoxicológicos necessários para a realização da avaliação do potencial de periculosidade ambiental são demonstradas na tabela 3. Vale destacar que estes estudos são apenas para o registro de produtos técnicos novos e para produtos formulados a base de um PT (produto técnico) novo. Estes estudos irão compor o chamado dossiê de registro juntamente com diversos outros testes e documentações necessárias.

Tabela 3: Testes e informações necessárias à avaliação ecotoxicológica de acordo com a portaria 84 do IBAMA para produto técnico novo e produto formulado a base de técnico novo.

Teste	Produto(s) à ser(em) testado(s) em caso de requerimento de avaliação ambiental de:
CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS	
Estado físico, Aspecto, Cor e Odor	PT e PF
Identificação Molecular	PT
Grau de Pureza	PT
Impurezas metálicas	PT
Ponto/Faixa de Fusão	PT
Ponto/Faixa de Ebulição	PT
Pressão de Vapor	PT
Solubilidade/Miscibilidade	PT e PF
pH	PT e PF

Constante de Dissociação em meio aquoso	PT
Constante de formação de Complexo com metais em meio aquoso	PT
Hidrólise	PT
Fotólise	PT
Coefficiente de Partição (n octanol/Água)	PT
Densidade	PT e PF
Tensão superficial de Soluções	PT e PF
Viscosidade	PT e PF
Distribuição de partículas por tamanho	PT e PF
Corrosividade	PT e PF
Estabilidade Térmica e ao ar	PT e PF
Ponto de Fulgor	PF
Volatilidade	PT
Propriedades Oxidantes	PT
TOXICIDADE PARA ORGANISMOS NÃO ALVO	
Microrganismos	PT e PF
Algas	PT e PF
Organismos do solo	PT e PF
Abelhas	PT e PF
Microcrustáceos	
agudo	PT e PF
crônico	PT
Peixes	
agudo	PT e PF
crônico	PT
Bioconcentração em peixes	PT
Aves	PT
Fitotoxicidade para plantas não-alvo	PT ou PF
COMPORTAMENTO NO SOLO	
Teste de Biodegradabilidade	
Biodegradabilidade imediata	PT
Biodegradabilidade em solos	PT
Teste para Avaliação da Mobilidade	PT
Teste para Avaliação da Absorção/Dessorção	PT
TOXICIDADE PARA ANIMAIS SUPERIORES	
Toxicidade Oral	
Aguda para ratos	PT e PF
Aguda para ratos doses repetidas	PT

PT: produto obtido diretamente de matérias-primas por processo químico, físico ou biológico, destinado à obtenção de produtos formulados ou de pré-misturas e cuja composição contenha teor definido de ingrediente ativo e impurezas, podendo conter estabilizantes e produtos relacionados, tais como isômeros (Decreto 4074/2002).

PF: agrotóxico 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 (Decreto 4074/2002).

Para a classificação quanto ao PPA, são utilizados alguns dos estudos apresentados na tabela 3, são eles: solubilidade, mobilidade (lixiviação), adsorção, hidrólise, fotólise, biodegradabilidade, bioconcentração, que permitem a verificação da tendência do comportamento e destino ambiental. Já os estudos de toxicidade aguda em organismos não-alvo

são: microrganismos do solo, minhocas, microcrustáceos, algas, peixes, aves, abelhas (oral e contato) e oral aguda em ratos. Ao receber estes estudos o IBAMA utiliza a planilha de PPA, disponível em seu site, para inserir os dados de cada um dos estudos (IBAMA, 2019). Cada parâmetro avaliado recebe uma pontuação de 1 a 4 de acordo com os resultados apresentados. A somatória final destes parâmetros será a classificação de periculosidade do produto (Tabela 4).

Tabela 4: Somatória das pontuações estabelecidas no PPA e a respectiva classificação de periculosidade.

Somatória final da pontuação	Classe de periculosidade
De 11 a 19	Classe I - Produto Altamente Perigoso
De 20 a 27	Classe II - Produto Muito Perigoso
De 28 a 34	Classe III - Produto Perigoso (medianamente)
De 35 a 40	Classe IV - Produto Pouco Perigoso

O grande impasse desta forma de avaliação é que avalia-se somente o perigo (potencial de periculosidade) com base nas toxicidades agudas dos testes em organismos não-alvo e nos dados de comportamento ambiental da molécula. Até o momento, o IBAMA não exige que as empresas apresentem uma avaliação do risco ambiental, ou seja, uma avaliação que considere não somente o perigo, como também a exposição.

Frente a este cenário tem-se cada vez mais discutido a necessidade de uma urgente implementação da avaliação de risco ambiental como critério crucial para o registro de agrotóxicos no país. Em 2017 o IBAMA deu um grande passo neste âmbito com a publicação da IN nº 2, de 9 de fevereiro de 2017 (BRASIL, 2017) e lançamento do “manual de avaliação de risco de agrotóxicos para abelhas”, o qual estabelece procedimentos para a avaliação dos riscos de ingrediente(s) ativo(s) de agrotóxico(s) para insetos polinizadores. De acordo com esta IN, todo registro de produto novo, formulado com base em ativo novo, ativos em reavaliação (tiametoxam, clotianidina, imidacloprido e fipronil) ou que venham a ser chamados a reavaliação, deverá apresentar ao IBAMA as avaliações de risco para polinizadores.

Os polinizadores são os primeiros organismos não-alvo a serem amparados pela legislação. Porém, o objetivo do IBAMA é englobar todos os organismos não-alvo representativos para cada ecossistema (organismos aquáticos, aves/mamíferos, organismos do solo e répteis/anfíbios). Em 2019, conforme publicado no Diário Oficial da União (DOU) de 12 de Agosto de 2019, Extrato do Termo de Execução Descentralizada FDD Nº 44/2019, o

IBAMA recebeu verba para implementação da Avaliação de Risco Ambiental associado ao uso dos agrotóxicos até 09/08/2021.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Os elementos de uma avaliação de risco são: exposição, toxicidade (efeito) e como objetivo, o risco. Desta forma, o presente trabalho foi delineado para abordar estes três componentes essenciais.

Para a exposição, um cenário com os parâmetros em condições brasileiras levantados em literatura foi desenvolvido considerando como referência a cidade de Brotas-SP e a cultura de cana-de-açúcar. O cálculo da concentração ambiental estimada (CAE) foi determinado pelo modelo *Pesticide in Water Calculator* (PWC). A exposição em um cenário previamente desenvolvido pelo EPA também foi calculada. As CAE resultantes destes dois cenários focais foram comparadas e discutidas no que tange as diferentes concentrações obtidas em relação as diferentes regiões abordadas.

Dados de toxicidade aguda (CL₅₀) de produtos à base de glifosato em peixes nativos e exóticos foram levantados em literatura e uma curva de distribuição da sensibilidade das espécies (SSD) foi construída para identificação das espécies mais sensíveis e obtenção da concentração de efeito em 5% das espécies (HC5).

O quociente de risco (QR) foi calculado para as duas linhas de investigação (cenário padrão *versus* cenário brasileiro), com as informações obtidas nos elementos anteriores. Os riscos foram comparados e discutidos.

4.1. Localização

Dois locais foram selecionados para o cálculo de exposição e posterior comparação. Para a construção do cenário em condições brasileiras a cidade de Brotas-SP foi selecionada. A região fica localizada no estado de São Paulo sob as coordenadas 22° 17' 12'' latitude Sul e 48° 07' 35'' longitude Oeste (centro da cidade) com extensão territorial de 1101km² ou 110.100 hectares e altitude de 636,30 metros (área urbana). Possui uma população estimada pelo IBGE em 2018 de 24.163 habitantes (Prefeitura Municipal de Brotas, 2019).

O clima de Brotas é caracterizado como tropical úmido, com temperatura média anual de 22°C e índice pluviométrico anual de 1.300 a 1.400 mm. Os tipos de solos identificados são: Gleissolos e Nitossolos: 1%; Latossolos Vermelho: 9%; Neossolo quartzarênico: 40% e Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (fase arenosa): 50%. A província geológica é a Bacia Sedimentar do Paraná e sua geomorfologia é formada por relevo de cuestas basálticas, com basaltos e arenitos. A vegetação é caracterizada em remanescente de Mata Atlântica com alguns

encraves de cerrado e campo (CAMARA MUNICIPAL DA ESTÂNCIA TURÍSTICA DE BROTAS, 2019; EMBRAPA SOLOS, 2018).

As atividades econômicas da cidade destacam-se pela agroindústria da cana-de-açúcar, laranja, eucalipto e agropecuária (Prefeitura Municipal de Brotas, 2019). A cultura de cana-de-açúcar foi selecionada como a cultura de maior importância para a região do estudo (Tabela 5) de acordo com dados disponibilizados pela Secretaria de Agricultura e Abastecimento pelo Projeto LUPA atualizado para os anos de 2016/2017.

Tabela 5: Área cultivada para o município de Brotas, Estado de São Paulo, 2016/17.

Produto Agrícola	Área Total (Ha)
Cana-de-açúcar (finalidade indústria)	33.303,2
Braquiária	15.467,2
Eucalipto	14.750,1
Laranja destino misto	5.809,3
Laranja Indústria	4.728,7
Soja	1.602,0
Milho safra	1.166,9
Milho 2 safra	473,9
Cana-de-açúcar (outras finalidades)	471,7
Laranja Mercado	449,0

Fonte: Secretaria de Agricultura e Abastecimento, CDRS/IEA, Projeto LUPA, 2019.

Em 2018, foi indicado pelo IBGE que o estado de São Paulo possui a maior área plantada de cana-de-açúcar, totalizando 5.555.502 hectares. A somatória de todos os estados equivalente a área plantada de cana-de-açúcar é de 10.063.739 hectares (SISTEMA IBGE DE RECUPERAÇÃO AUTOMÁTICA - SIDRA, 2018).

Para o cálculo de exposição, considerando um dos cenários padrão do EPA a cidade de Lake Charles no Estado de Louisiana foi selecionada. O município está localizado no sudeste dos EUA, ao sul do Golfo do México sob as coordenadas 30° 12' 52" N 93° 12' 30" O, com área territorial de 116,03 Km² e população de 71.993 habitantes de acordo com o senso dos Estados Unidos (DCEU, 2020)

Os índices de precipitação de Lake Charles possuem distribuição semelhante ao longo de todo o ano, portanto não possui característica de ter um período de seca intercalado

com períodos úmidos. A máxima precipitação normalmente ocorre em junho com uma média de 174 mm e o mínimo de precipitação ocorre entre fevereiro e abril, com média de 99 - 85 mm. A precipitação média anual é de 1460 mm. A temperatura média anual é de 21°C sendo a máxima anual de 33°C e a mínima de 7,2°C (TimeandDate, 2020). Devido a estes fatores, Lake Charles é uma das cidades mais úmidas dos EUA, com umidade de 90% pela manhã e 72% pela tarde.

A região foi selecionada por ser um dos estados com a maior produção de cana-de-açúcar dos EUA. Em 2018, a indústria de açúcar do estado de Louisiana contribuiu economicamente com aproximadamente US\$ 2 bilhões para o estado e um valor econômico global de 3 bilhões de dólares, sendo esta indústria vital para a economia local (American Sugar Cane League, 2020).

A área de cultivo de cana-de-açúcar consiste em mais de 400.000 hectares distribuídos em 22 paróquias da Louisiana (sendo Lake Louise uma delas). A produção anual do estado gira em torno de 13 milhões de toneladas de cana (American Sugar Cane League, 2020).

4.2. Cálculo de exposição

A exposição foi estimada por meio do modelo *Pesticide in Water Calculator* (PWC) versão 2.0. O PWC é designada uma ferramenta regulatória utilizada pela USEPA (Agência de proteção ambiental dos Estados Unidos) e pela Agência Reguladora de Gestão de Pragas do Ministério da Saúde do Canadá. Este modelo será potencialmente implementado como ferramenta de avaliação de risco ambiental de organismos aquáticos pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) (FDD N° 44/2019).

O PWC simula um campo tratado com agrotóxicos possuindo um corpo d'água adjacente e os processos envolvidos que influenciam nas concentrações que serão encontradas na água superficial, como demonstrado no modelo conceitual (Figura 5). Estas concentrações podem então ser utilizadas em avaliações de risco ecológico como também de risco humano (YOUNG, 2019).



Figura 5: Modelo conceitual de acordo com a U.S. Environmental Protection Agency para transporte e destino do agroquímico na superfície d'água. (Modificado de EPA, 2019).

Esta modelagem é uma interface gráfica que relaciona outras duas ferramentas: o PRZM 5 (Pesticide Root Zone Model) que é usado para simular o movimento de produtos químicos em sistemas de solo insaturado dentro e imediatamente abaixo da zona radicular da planta (Carsel, 1984) e o VVWM (Variable Volume Water Body Model) usado para modelar o transporte e o destino de substâncias químicas em um corpo de água (Burns, 2004). Podemos dizer que o PRZM5 é o responsável por indicar as concentrações das massas que serão emitidas como resultado das aplicações em campo (escoamento superficial, erosão e deriva), as quais serão massas de entrada a serem modeladas pelo VVWM, levando em conta os fatores hidrológicos e os processos de pesticidas, resultando por fim, nas concentrações encontradas na água superficial. A figura 6 demonstra os processos de entrada e saída no sistema corpo d'água. Detalhes mais específicos destes dois submodelos estão disponíveis em YOUNG e FRY (2016) e YOUNG (2016).

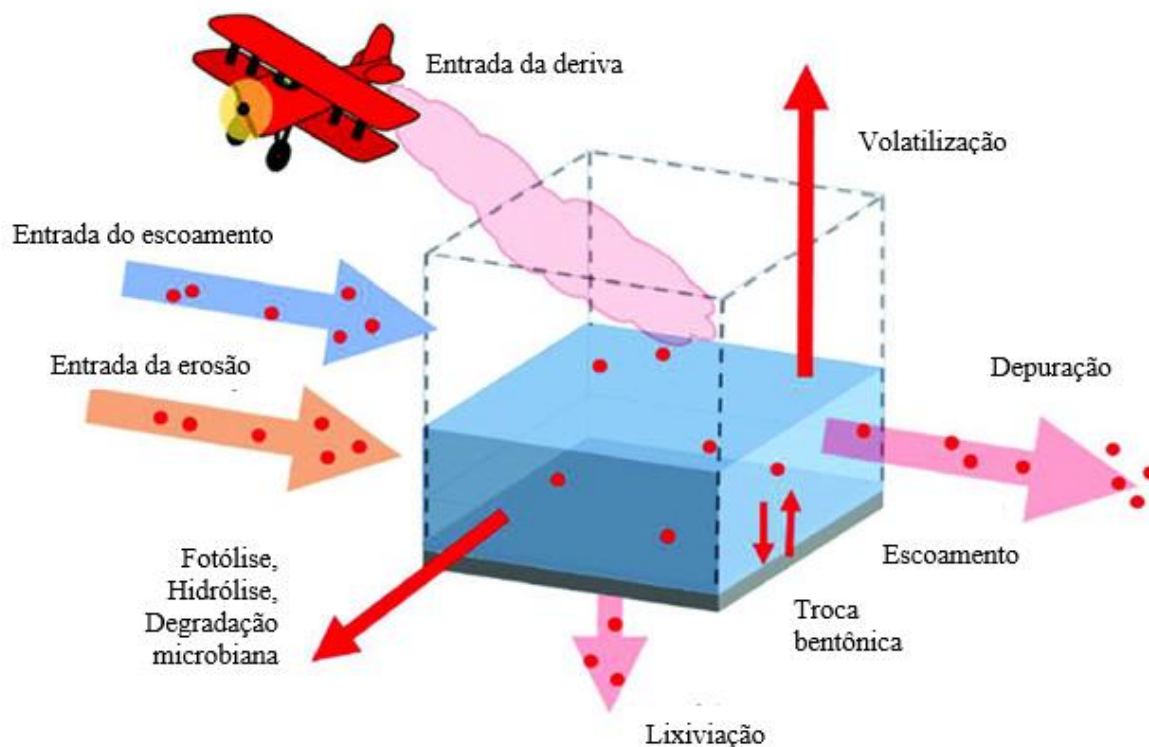


Figura 6: Massas de entradas e saídas e processos simulados no VWWM. (Modificado de EPA, 2019).

A modelagem do destino dos agrotóxicos no ambiente considera as características do local a ser modelado, como clima, solo, hidrologia e práticas locais de plantio da cultura. Portanto, o PWC permite realizar simulações a partir de cenários já estabelecidos como por exemplo os disponibilizados no site pelo EPA, ou a partir de dados parametrizados pelo próprio usuário de uma região em específico (EPAC, 2020). Os cenários disponibilizados pelo EPA reproduzem as práticas de cultivo das culturas, a caracterização dos solos, as condições climáticas e diversos outros parâmetros específicos dos diversos estados dos EUA.

A interface da ferramenta é subdividida em 5 abas, que devem obrigatoriamente ser preenchidas com os dados do cenário a ser modelado. As abas, como demonstradas na figura 7, abordam as seguintes informações: físico-químico (*chemical*); aplicações (*applications*); terreno (*land*); cultura (*crop*); escoamento superficial (*runoff*) e corpo d'água a ser modelado (*watershed*).

Figura 7: Interface da ferramenta PWC versão 2.0.

A parametrização destas informações para o cenário brasileiro foi realizada considerando como referência a cidade de Brotas-SP. Para o cálculo de exposição no cenário padrão EPA não foi necessária a parametrização uma vez que os cenários e arquivos meteorológicos são disponibilizados para uso no site do EPA. As concentrações ambientais estimadas (CAEs) obtida dos dois cenários foram utilizadas no cálculo do quociente de risco (QR).

4.3. Cenário Brasileiro (Brotas – São Paulo)

A seleção dos parâmetros para o desenvolvimento do cenário brasileiro foram levantados em literatura e base de dados oficiais do Brasil e serão detalhadamente apresentados e contextualizados na seção de resultados (item 5).

4.4. Cenário padrão do EPA (Lake Charles - Louisiana)

4.4.1. Dados físico-químicos do Glifosato

Os parâmetros físico-químicos utilizados no cenário padrão EPA foram os mesmos parametrizados no cenário brasileiro (item 5.1.1.) com exceção do coeficiente de adsorção e meia-vida em solos. No cenário brasileiro estes dois indicadores foram obtidos para um solo representativo da cidade de Brotas. Portanto, para a modelagem considerando o cenário

padrão EPA, a plataforma *Pesticide Properties DataBase* (PPDB) foi utilizada para obtenção destes dois parâmetros (tabela 6).

Tabela 6: Dados físico-químicos de entrada no modelo PWC.

Parâmetro	Valor de entrada	Observações	Referência
Kd (ml/g)	226,3	Dossie EU 2015 intervalo: 9,4 – 700 mL/g (n=11 solos)	LEWIS, 2016 <i>apud</i> PPDB, 2019
Meia vida na coluna d'água (dias)	74,4		
Temperatura de ref. da água (°C)	20		
Meia vida anaeróbica em água (dias)	0	indisponibilidade de dado - valor 0 considera que este processo de degradação não ocorre	
Temperatura de ref. anaeróbica em água (°C)	0		
Fotólise aquática (dias)	32	pH 7, 25°C	IBAMA, 2019
Latitude de ref. da fotólise (dias)	22		
Hidrólise (dias)	0	Estável em pH 5, 7 e 9 em temp 5 a 35°C.	PUBCHEM, 2020
Meia vida no solo (dias)	15	Dossie EU 2015 Intervalo: 1,0 – 67,7 dias (n=15 solos)	LEWIS, 2016 <i>apud</i> PPDB, 2019
Temperatura de ref. do solo (°C)	20		
Meia vida foliar (dias)	0	indisponibilidade de dado - valor 0 considera que este processo de degradação não ocorre	
Peso molecular (g/mol)	228,18		LEWIS, 2016 <i>apud</i> PPDB, 2019
Pressão de vapor (torr)	40,5		
Solubilidade (mg/L)	12000	a 25 °C	IBAMA, 2019
Constante de henry	0,0414	Estimada pelo PWC	
Coefficiente de difusão de ar (cm²/dia)	0,0	ND	
Henry (J/mol)	0,0	ND	

ND: Não disponível

4.4.2. Aplicações (Bula)

Foi utilizada a mesma taxa de aplicação de 2880 g i.a/ha do cenário brasileiro sendo equivalente a uma dose de 6 L/ha para formulações de 480 g PC/L e as mesmas práticas, descritas no item 5.1.2.

4.4.3. Solo (Land)

Esta seção do PWC permite a abertura de cenários previamente desenvolvidos. A agência de proteção ambiental dos EUA (EPA) mantém pública uma base de dados com os cenários de diversos estados americanos para diferentes cultivos, os quais são utilizados junto ao PWC para fins técnicos regulatórios. Os arquivos de cenários foram automaticamente baixados junto ao download da ferramenta PWC no site do EPA (EPAC, 2020). Os campos das abas “*land*, *crop* e *runoff*” foram automaticamente preenchidos assim que o arquivo do cenário selecionado foi carregado por meio da opção *scenario > retrieve scenario inf only*. O arquivo do cenário utilizado é nomeado como “LASugarcaneSTD.scn”. O captura de tela das 3 abas automaticamente preenchidas estão disponíveis no apêndice 1, sendo possível a observação dos parâmetros utilizados pelo EPA no desenvolvimento do cenário para o estado de Louisiana.

Além do arquivo de cenário, a aba “*land*” permite a entrada do arquivo com as informações meteorológicas a ser carregado no campo “*weather file*”. No site do EPA são disponibilizados para download os dados das estações meteorológicas (precipitação, temperatura, radiação, velocidade dos ventos) com os arquivos de extensão adequada ao PWC (.dfv) para todos seus estados (EPAe, 2020).

O cenário selecionado para a modelagem foi referente ao estado de Louisiana, portanto, os dados meteorológicos foram provenientes desta região. Para este estado, o EPA possui dados de 4 estações meteorológicas sendo elas: Baton Rouge, Lake Charles, New Orleans e Shreveport. Com base no site American Sugarcane leagues (2019) as cidades de maior importância para produção de cana-de-açúcar puderam ser identificadas embasando a escolha dos dados da estação meteorológica da cidade de Lake Charles. O arquivo meteorológico da estação é nomeado como “w03937”.

4.4.4. Cultura/Escoamento superficial (Crop/Runoff)

Estas seções foram automaticamente preenchidas assim que o arquivo do cenário selecionado foi carregado no PWC “LASugarcaneSTD.scn”, bem como o arquivo meteorológico de referência w03937.

4.4.5. Watershed (bacia hidrográfica)

Na aba “*Watershed*” foi selecionado o tipo de simulação EPA pond. Esta opção simula uma lagoa presente na extremidade de um campo tratado com agrotóxico em uma

fazenda. Este cenário é considerado o mais vulnerável em relação a exposição. As dimensões desta lagoa são: 1 hectare de área por 2 metros de profundidade, alimentada por um corpo d'água de 10 hectare que corresponde a aproximadamente 2 acres de drenagem por acre-pés de estoque de água (YOUNG, 2016).

4.5. Caracterização do efeito agudo (CL₅₀) em peixes nativos e exóticos

As informações de toxicidade aguda (CL₅₀) de glifosato em peixes nativos e exóticos foram levantados da literatura. Para organismos exóticos, os dados foram exportados da plataforma ECOTOX Knowledgebase (EPAd, 2020). Esta é uma base de dados do EPA com informações de toxicidade química para organismos aquáticos, plantas terrestres e fauna. Foi criada e é mantida pelo *Center for Computational Toxicology and Exposure (CCTE)*. Os filtros atribuídos à pesquisa na base de dados foram: Substância > Glifosato; Efeito > Mortalidade; Endpoint > LC₅₀; Espécies > peixes e espécies padrão de teste; Condições de teste > laboratório e água – água doce. Ao todo, 175 valores de toxicidade aguda foram obtidos, provenientes de 13 espécies de peixes exóticos (temperados e subtropicais).

Os dados de toxicidade aguda (CL₅₀) em peixes nativos foram levantados em plataformas de trabalhos científicos, dissertações de mestrado e doutorado. As palavras-chave utilizadas nas pesquisas foram: toxicidade + glifosato + peixes. O trabalho mais antigo localizado na literatura foi o do ano de 2007. Portanto, para o presente trabalho, considerou-se somente os dados entre os anos de 2007 a 2020 de ensaios com duração de 96 horas (somente um dos trabalhos com 48 horas) em condições estáticas e semi-estáticas. Ao todo, 17 valores de toxicidade aguda provenientes de 15 espécies nativas diferentes foram obtidos. Os trabalhos que apresentaram a CL₅₀ expressos em mg de produto formulado por litro foram ajustados pela concentração de ingrediente ativo na formulação.

4.6. Distribuição da Sensibilidade das Espécies.

A curva de distribuição da sensibilidade das espécies foi construída por meio do software SSD Toolbox versão 1.0 do EPA pelo método de probabilidade máxima. Esta ferramenta possui 6 opções de distribuições (normal, logística, triangular, gumbel, weibull e burr) permitindo a escolha de uma distribuição que mais se ajuste ao conjunto de dados. Para a seleção da melhor distribuição, inicialmente os modelos com os maiores Akaike (delta AICc) foram desconsiderados. Em seguida, foi selecionada a opção *goodness-of-fit* do SSD toolbox que executa um teste paramétrico exibindo um valor de *p*. Valores de *p* < 0,05 indicam um

ajuste ruim. A distribuição que apresentou o maior p , foi selecionada para a construção da curva SSD e obtenção do HC5. Além disso foi feita a avaliação visual do ajuste dos dados pelo gráfico do quantil (Q-Q) (PARK; KIM, 2020; ETTERSON, 2020).

A concentração de efeito para 5% (HC5) e/ou proteção de 95% das espécies nativas e exóticas abordadas na análise foi obtida pelos resultados gerados pelo software SSD toolbox. Este resultado foi utilizado no cálculo do quociente de risco. Além disso, a HC5 permite o estabelecimento de limites seguros de substâncias em águas superficiais por meio do cálculo de PNEC (*Predicted No Effect Concentration*) (FINIZIO; VIGHI, 2014). Com base no valor de HC5 agudo médio o PNEC agudo para peixes foi calculado para o conjunto de dados de acordo com a equação 1 (PARK; KIM, 2020). O fator de segurança (AF) de 9 foi considerado conforme orientado pelo *Guidance on tiered risk assessment for edge-of-field surface waters* (EFSA, 2013 p. 101) para concentrações de efeito (HC5) geradas por dados de efeito agudo LC₅₀ ou EC₅₀.

$$PNEC = \frac{HC5}{AF} \quad (\text{equação 1})$$

Onde,

5% SSD: Concentração de perigo para 5% (HC5)

AF: Fator de avaliação ou fator de segurança

O resultado obtido foi comparado com o valor de referência para glifosato que consta na resolução CONAMA nº 357/2007, a qual estabelece os limites aceitáveis para substâncias, considerando os padrões de qualidade de águas superficiais (CETESB, 2013).

4.7. Caracterização de risco agudo

A caracterização de risco foi realizada para o cenário em condições brasileiras desenvolvido no presente trabalho e para um cenário padrão desenvolvido pelo EPA, com o objetivo de realizar uma análise comparativa dos diferentes riscos obtidos e a influência das diferentes exposições.

Para o cálculo de risco foi utilizado o resultado da modelagem de exposição, CAE (concentração ambiental estimada ou do inglês EEC), obtido pelo PWC, tanto para o cenário brasileiro, quanto para o cenário padrão EPA. Este valor de exposição foi dividido pela HC5 gerada como resultado da curva SSD. Desta forma, o risco calculado estará considerando

a proteção de 95% das espécies testadas no presente trabalho, dentre nativas e exóticas (equação 2).

$$QR = \frac{\text{Exposição (CAE)}}{HC5} \quad (\text{equação 2})$$

Os valores do quociente de risco (QR) obtidos por meio deste cálculo foram comparados com os níveis críticos estabelecidos segundo o EPA e também adotados pelo IBAMA (IBAMA, 2012), chamados de LOC – *Level of Concern*, ou “níveis de preocupação”, como demonstra a tabela 7.

Tabela 7: Nível crítico agudo para organismos aquáticos estabelecidos pela EPA.

Organismos Aquáticos		
Agudo	CAE/CL ₅₀ ou CAE/CE ₅₀	0,5

Fonte: IBAMA, 2012; EPA, 2017.

Quando os valores do QR apresentam-se acima do nível de preocupação (LOC) de 0,5 do EPA, conclui-se que não foi possível descartar o risco para os organismos aquáticos frente aos cenários testados, havendo então a necessidade de refinamentos mais realísticos da exposição ou então medidas de mitigação como por exemplo, inclusão de zonas tampão nas bulas dos produtos (zonas de não aplicação de produto). Quando os valores de QR apresentam-se abaixo do LOC de 0,5 pode-se concluir que o risco é baixo ou aceitável, sem a necessidade de refinamentos ou medidas de mitigação.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. Parametrização e caracterização da exposição no cenário brasileiro

Os itens a seguir apresentam o processo de parametrização das informações necessárias para o delineamento do cenário brasileiro, utilizando como referência a cidade de Brotas-SP e considerando a cultura da cana-de-açúcar.

5.1.1. Aplicações (Bula)

Para a definição da dose e das práticas agrícolas do uso de produtos à base de glifosato, foi realizado um levantamento de todas as bulas aprovadas pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) por meio da plataforma Agrofit - Sistema de Agrotóxicos Fitossanitários. Esta plataforma consiste em um banco de informações oficiais sobre produtos agrotóxicos e afins registrados pelo MAPA para o controle de pragas na agricultura brasileira (AGROFIT, 2019).

Como forma de abranger o pior cenário da prática agrícola no Brasil para o cultivo de cana-de-açúcar tratada com produtos a base do glifosato, a maior dose praticável identificada foi utilizada na composição da modelagem. A maior taxa de aplicação foi de 2880 g i.a/ha sendo equivalente a uma dose de 6 L p.c/ha para formulações de 480 g de produto comercial/L (equivalente a sal de isopropilamina) a ser realizada em aplicações terrestres (pulverizador costal manual ou trator com barras). Diversas bulas possuem essa dose registrada para combater capim-colônia (*Panicum maximum*), capim-braquiária (*Brachiaria decumbens*), falso-cominho (*Fimbristylis miliacea*), arroz-vermelho (*Oryza sativa*), capim-braquiária (*Brachiaria decumbens*) e também na eliminação de soqueira de cana-de-açúcar.

As aplicações são recomendadas em pós-emergência das daninhas e das culturas. Para fins de caracterização da exposição foi selecionado no PWC a opção de reporte da data de aplicação relativa à emergência da cultura. De acordo com as recomendações constantes em bula, os produtos à base de glifosato devem ser aplicados quando as plantas daninhas se apresentarem em boas condições de desenvolvimento e sem efeito de stress hídrico (condições de seca). Para a presente modelagem considerou-se que o período correto de aplicação pode ocorrer já na fase de emergência da cultura que acontece entre 30 a 60 dias após o plantio, como demonstra a figura 8.

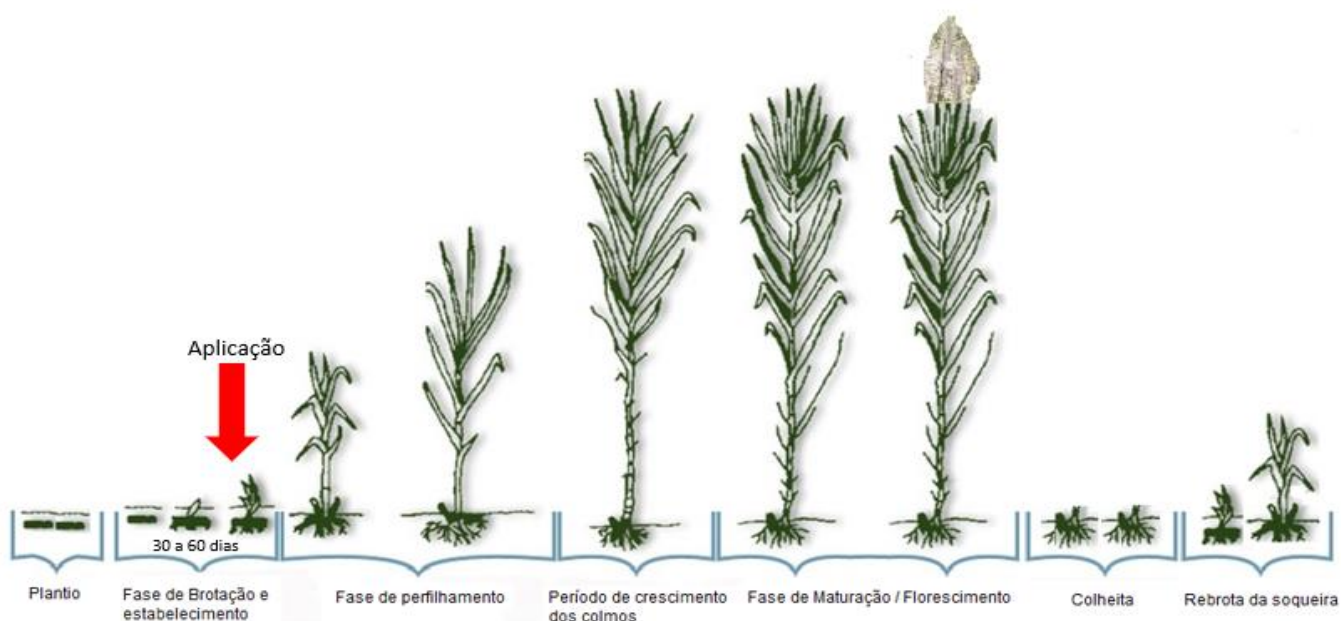


Figura 8: Representação das fases fenológicas da cana-de-açúcar. (Adaptado de Gasho e Shih, 1983).

As bulas indicam que as aplicações dos produtos sejam realizadas pelo método de jato dirigido ou protegido, tomando-se o cuidado necessário para não atingir as partes verdes das plantas úteis (caule, folhas, ramos). Em caso de plantio direto, a aplicação deve ser realizada antes do plantio da cultura. O método de aplicação “*below crop*” foi selecionado na modelagem e simula uma aplicação abaixo do dossel em direção ao solo, não considerando a interceptação do produto pelas folhas da cultura.

Para os parâmetros de eficiência de aplicação (eff.) e deriva, requisitados pela modelagem, foram considerados valores padrão de acordo com cada tipo de aplicação como constante no manual do PRZM 5.

A eficiência de aplicação é considerada para reduzir a massa real aplicada no campo sem alterar o valor da taxa de aplicação. Os valores padrão são de 0,95 para aplicação aérea e 0,99 para aplicação terrestre. Como as aplicações na cultura de cana-de-açúcar, de acordo com as bulas vigentes, são de aplicações terrestres, o valor de 0,99 de eficiência foi adotado.

A deriva (*drift*) representa a fração da taxa de aplicação que irá atingir a superfície do corpo d’água. Os valores padrão adotados são de 0,05 para aplicação aérea, 0,01 para pulverização terrestre e 0,03 para turbo atomizador (YOUNG, 2016). Para a presente modelagem o valor de 0,01 foi adotado como forma de refletir o tipo de aplicação constante nas

bulas dos produtos para cana-de-açúcar, as quais orientam que as aplicações sejam feitas por jato dirigido, portanto, aplicações terrestres.

5.1.2. Solo (Land)

A aba “*land*” do PWC versão 2.0 é subdividida em campos para entrada do arquivo .dvf com os parâmetros meteorológicos, dados dos fatores hídricos, de irrigação e das camadas dos solos.

Inicialmente, para a construção do arquivo .dvf, a ser carregado no campo “*weather file*”, contendo os dados meteorológicos relacionados a área selecionada para o presente trabalho, foram utilizadas as instruções constantes no manual do PRZM5 (YOUNG; FRY, 2016). Conceitualmente o clima é medido por uma série de dados meteorológicos proveniente de um longo período. Sendo assim, a recomendação da Organização Mundial de Meteorologia (WMO) consiste na utilização de um período mínimo de 30 anos para uma robusta análise climática (INPE, 2020). Desta forma, os dados meteorológicos da cidade de Brotas - SP (precipitação, temperatura média, velocidade dos ventos e radiação solar), foram obtidos por meio do site do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) e contemplam um período de 30 anos (1990 a 2019). Algumas conversões de unidades foram realizadas para se adequarem às unidades demandadas pelo manual do PRZM5, como demonstrado na tabela 8 (YOUNG; FRY, 2016):

Tabela 8: Conversão de unidades de medida dos parâmetros para compor o arquivo meteorológico.

Parâmetro	Unidade inicial	Unidade final	Fator de conversão
Precipitação	mm/dia	cm/dia	x 0,1
Radiação	W/m ²	Langley	x 0,08598
Velocidade dos ventos	m/s	cm/seg	x 100

A velocidade dos ventos, obtida pelo INMET, foi concedida em dois elementos diferentes, que indicam as direções dos ventos, u e v (m/s). O componente u, indica a velocidade do vento horizontal para o oriente, enquanto o componente v indica a velocidade do vento horizontal para o norte. Logo, para o cálculo da velocidade dos ventos abrangendo estes dois componentes, a equação 3 foi utilizada, e em seguida aplicado o fator de transformação de unidade para cm/seg (HOOPER, 2002):

$$V = \sqrt{u^2 + v^2} \quad (\text{equação 3})$$

O parâmetro de evaporação também é necessário para a construção do arquivo de parâmetros meteorológicos, como orienta o manual do PRZM5 (YOUNG; FRY, 2016). Quando a evaporação é fornecida no arquivo meteorológico, o PWC calcula o potencial de evapotranspiração (PET) utilizando um fator de ajuste “*PET adjustment factor*” (na subseção *hydro factors*). O potencial de evapotranspiração (PET) será de fato o parâmetro utilizado nos cálculos da modelagem. O arquivo meteorológico pode também ser construído utilizando o valor de PET diretamente e, conseqüentemente, o fator de ajuste deverá ser desconsiderado, utilizando para tanto o valor de 1 no campo de “*PET adjustment factor*”(YOUNG, 2020).

Como o parâmetro de evaporação não foi fornecido pelos dados obtidos para a estação de Brotas-SP pelo INMET, optou-se pelo cálculo direto do potencial de evapotranspiração (PET) para a construção do arquivo meteorológico .dvf, com base na equação de Hamon (1961) (equação 4):

$$PEt = (0,021 \times H_t^2 \times e_t) / (T_t + 273) \quad (\text{equação 4})$$

Onde,

H_t : N° de horas de luz por dia (considerado 12 hrs)

e_t : Pressão de vapor de água saturada em milibares (considerado 31,7 milibares)

T_t : Temperatura em graus celsius (considerada a temperatura diária por dia obtido pelo INMET).

Para a subseção “*Hydro factors*” do PWC, como já discutido anteriormente, foi utilizado o valor de 1 para o parâmetro “*PET adjustment factor*”, visto que o arquivo meteorológico foi construído com os dados do potencial de evapotranspiração (PET). O parâmetro “*Snow Melt Factor*” está relacionado à quantidade de neve acumulada que derrete por °C acima de 0°C, portanto, devido as características climatológicas do Brasil este valor foi zerado. Por fim, o último parâmetro “*Min Depth of Evaporation (cm)*” da subseção “*Hydro factors*” indica a perda de umidade do solo pela evaporação durante o pousio do campo. Se a profundidade das raízes for superior a este valor, então a PRZM utiliza a água do solo até à profundidade das raízes para satisfazer a ET. Porém, se a profundidade das raízes for inferior à Profundidade Mínima de Evaporação, o PRZM utilizará o valor reportado neste campo. Este valor pode variar de 5 a 10 cm. A profundidade da raiz para o presente trabalho é de 90 cm, portanto, foi considerada a profundidade de 10 cm (YOUNG, 2020).

A última subseção da aba “*land*” trata de parâmetros relacionados ao perfil do solo da região a ser modelada “*soil layers*”. Para refletir um cenário com as características das classes dos solos da cidade de Brotas-SP foi realizado um georreferenciamento da cidade com a interpolação dos dados de classe dos solos com os limites da área em hectares para a identificação da unidade predominante (Figura 9).

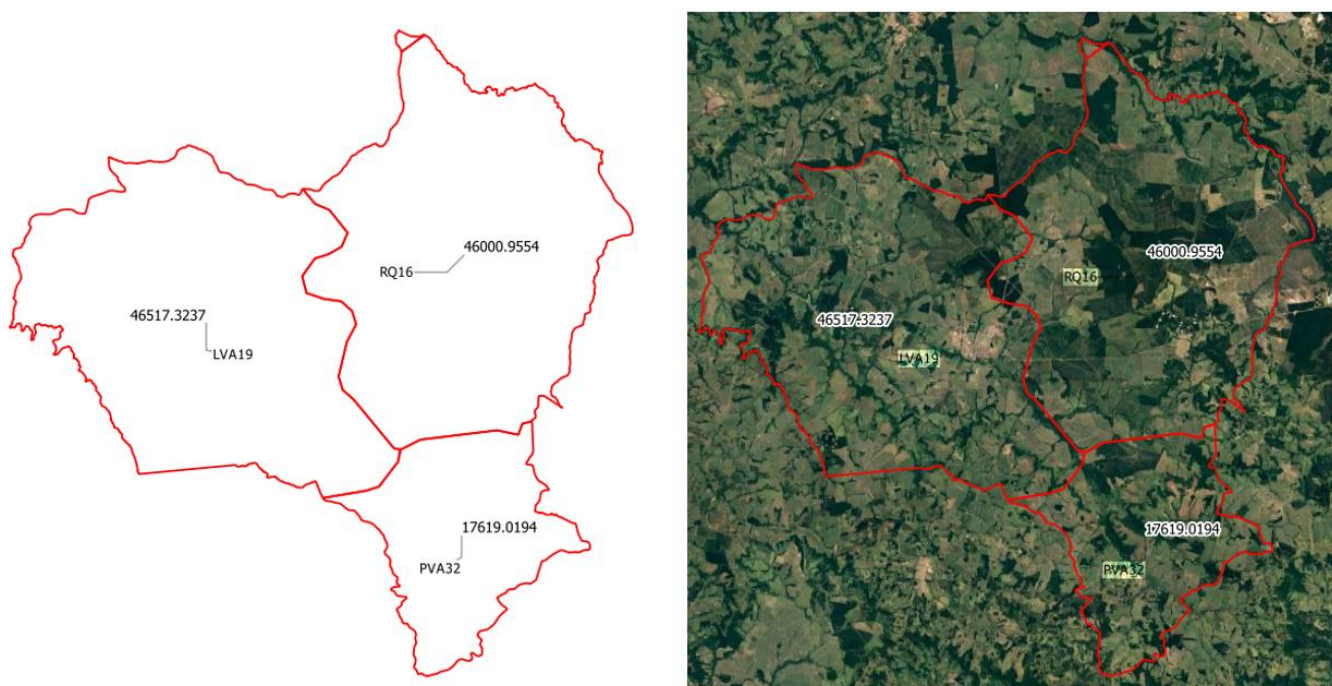


Figura 9: Mapa de georreferenciamento da cidade de Brotas-SP com dados de classe de solos por hectare.

As classes de solo e suas respectivas áreas identificadas são demonstradas na tabela 9:

Tabela 9: Classes de solos da cidade de Brotas-SP e suas respectivas áreas.

Classe	Descrição	Área (ha)	Área (%)
PVA	Argissolo Vermelho-Amarelo	17619,0194	16,00
RQ	Neossolo Quartzarênico	46000,9554	41,77
LVA	Latossolo Vermelho-Amarelo	46517,3237	42,24

Nota-se que a unidade de solo latossolo vermelho-amarelo (LVA) corresponde a predominante na região investigada, com 42,24%. O Sistema de Informações de Solos Brasileiros (SISolos) da EMBRAPA foi utilizado na obtenção dos parâmetros necessários para compor a modelagem para a classe de solo predominante. Esta base de dados armazena e disponibiliza informações sobre solos brasileiros que foram coletados de diversas regiões do

país e analisados para diversos parâmetros (EMBRAPA, 2014). Não foram localizados dados específicos para a cidade de Brotas, desta forma, levou-se em considerações os seguintes filtros na planilha obtida pelo SISolo para a seleção de dados de substituição: 1) Seleção somente de dados para Latossolos Vermelho-amarelo Álico, com textura média. 2) Seleção das cidades mais próximas a Brotas disponíveis que demonstrem a mesma predominância de tipos de solo.

Desta forma, a cidade de São Carlos-SP foi identificada como uma possível substituta. Um georreferenciamento foi realizado com os limites geográficos de São Carlos-SP com a interpolação dos dados da classe dos solos para a validação da utilização das informações no SISolo para esta cidade (figura 10).

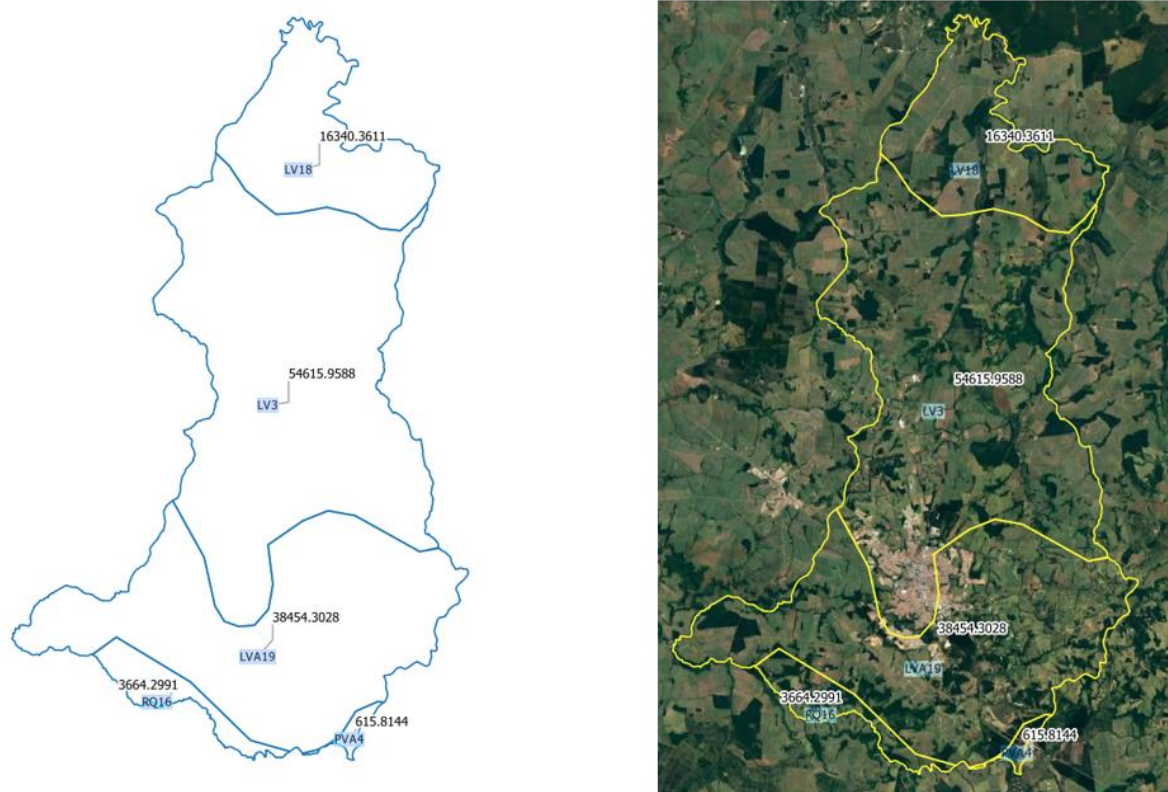


Figura 10: Mapa de georreferenciamento da cidade de São Carlos-SP com dados de classe de solos por hectare.

As classes de solo e suas respectivas áreas identificadas são demonstradas na tabela 10:

Tabela 10: Classes de solos da cidade de São Carlos-SP e suas respectivas áreas.

Classe	Descrição	Área (ha)	Área (%)
PVA	Argissolo Vermelho-Amarelo	615,8144	0,54
RQ	Neossolo Quartzarênico	3664,2991	3,22
LV	Latossolo Vermelho Distrófico	16340,3611	14,37
LVA	Latossolo Vermelho-Amarelo	38454,3028	33,82
LV	Latossolo Vermelho Distroférico + Distrófico	54615,9588	48,04

O Latossolo Vermelho-Amarelo corresponde a segunda classe de solo em abrangência na cidade de São Carlos-SP. Se somadas as porcentagens desta unidade de solo dos dois municípios o LVA consiste na classe predominante da região, com 76,06%. Além disso, os dois municípios são vizinhos e nota-se uma intersecção da classe LVA de São Carlos com Brotas, uma vez que esta classe de solo localiza-se na divisa dos municípios. Assim, evidencia-se que estas classes são pertencentes à mesma formação geológica (figura 11).

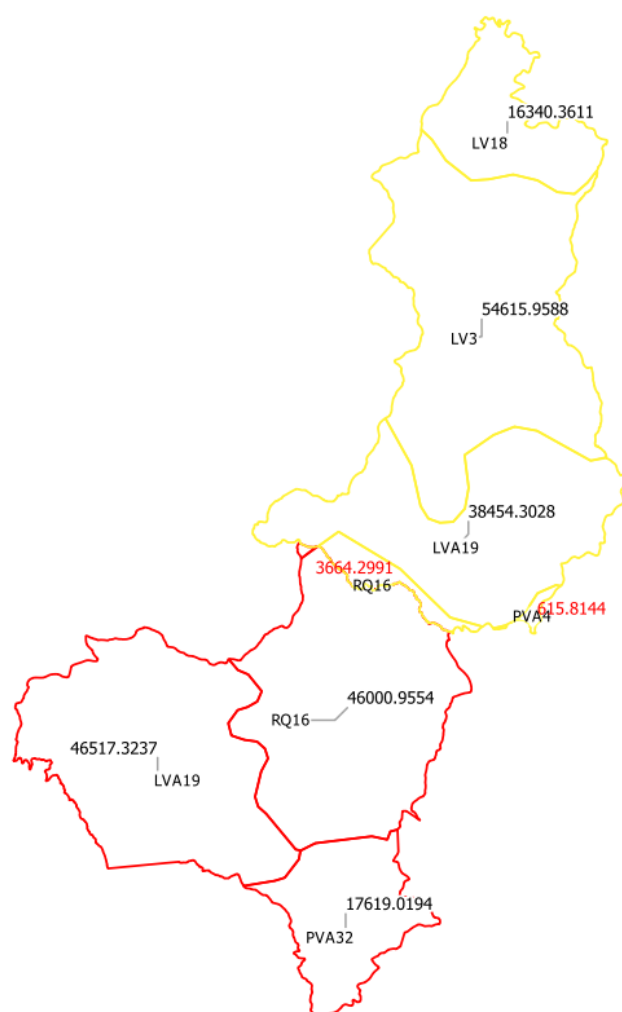


Figura 11: Limites dos municípios vizinhos São Carlos-SP e Brotas-BR com as classes de solo e intersecção do LVA na divisa dos municípios.

Tais evidências corroboram a utilização dos parâmetros de solo para LVA obtidos no SISolo para a cidade de São Carlos. As informações necessárias para o preenchimento dos parâmetros de “soil layers” na modelagem foram profundidade das camadas dos solos, densidade e carbono orgânico. O PWC requer a informação em percentual de matéria orgânica, portanto, foi utilizado o fator de 1,724 para a transformação do carbono orgânico em % MO (CARMO; SILVA, 2012).

Não foram disponibilizadas informações de capacidade de campo e ponto de murcha no SISolo, assim, estes dados foram retirados de Leal, 2012. Os dados utilizados na modelagem são resumidos na tabela 11 a seguir:

Tabela 11: Resumo dos parâmetros utilizados na subdivisão “soil layers” da aba “land” do modelo PWC.

Classificação do solo	Simbolo do horizonte	Profundidade (cm)	Densidade (g/cm ³)	Capacidade de retenção de água (cm ³ /cm ³)	Ponto de murcha (cm ³ /cm ³)	MO (%)	N
Latossolo Vermelho-Amarelo	APE1	23	1,50	0,23	0,11	15,17	230
	APE2	17	1,50	0,23	0,10	10,34	17
	BA	35	1,70	0,24	0,13	8,79	35
	BW1	35	1,70	0,24	0,13	8,62	35
	BW2	100	1,70	0,24	0,13	4,82	100
	BW3	30	1,70	0,24	0,13	3,79	30

MO: matéria orgânica; N: número de compartimentos no solo

O parâmetro N trata-se de um número discreto utilizado somente para modelar numericamente os horizontes. Cada um dos horizontes são divididos em compartimentos, sendo o parâmetro N representativo da quantidade de compartimentos existentes em um horizonte. Desta forma, o PWC calcula um balanço de massa em cada compartimento. De acordo com o EPA, recomenda-se que o tamanho do compartimento seja igual a 0,1 cm para os centímetros superiores de profundidade do solo. Isso significa que para o solo com horizonte superficial medindo 23 cm de profundidade, o N foi definido em 230 (ou seja, 23 cm /230 = 0,1 cm). A utilização de 0,1 cm, tem como objetivo simular com precisão a distribuição inicial de pesticida no momento da aplicação. Para os demais horizontes os valores de N foram definidos para resultarem em 1cm (YOUNG, 2020).

5.1.3. Dados físico-químicos do Glifosato

A seleção do parâmetro de adsorção de glifosato foi delineado para refletir o comportamento da molécula em questão nos solos brasileiros, especificamente para a cidade de Brotas-SP. Não foi localizado em literatura dados de adsorção de glifosato em solos com características semelhantes ao da região do estudo. Desta forma, foi realizado um cálculo de estimativa de K_f desenvolvido por Gerónimo et al. (2018) que considera as características pedogenéticas dos solos. Para a definição da equação de estimativa do coeficiente de sorção Freundlich os autores utilizaram dados de 12 solos diferentes da Argentina, entre eles oxisol (latossolos), para analisar a afinidade do glifosato nos solos utilizando propriedades do solo facilmente obtidas. Os resultados demonstraram que o pH e o conteúdo de argila foram os principais parâmetros que influenciaram no resultado da adsorção do glifosato.

Conforme exposto no item 5.1.2, as propriedades pedogenéticas dos solos da cidade de São Carlos foram levantadas do Sistema de Informações de Solos Brasileiros (SISolos) para o Latossolo Vermelho-Amarelo e utilizadas em substituição aos dados da cidade de Brotas. O cálculo do K_f foi realizado de acordo com a equação 5 e o valor obtido para a média dos dois horizontes superficiais (0 - 40 cm) foi de $199,2 \text{ mg}^{1-1/n} \text{ L}^{1/n} \text{ kg}^{-1}$.

$$K_f = 735,2 + 5,2 * \text{Argila} - 104,2 * \text{pH} + 0,7 * \text{P} - 3,8 * \text{Alin} \quad (\text{equação 5})$$

A meia-vida de glifosato em solos brasileiros foi obtida do trabalho desenvolvido por Araújo; Monteiro; Abakerli e Souza (2003) em Argissolo Vermelho-Amarelo de textura média e Latossolo Vermelho de textura argilosa. Somente a meia vida estimada para o solo de textura média foi considerada para a modelagem como forma de corresponder a característica de textura dos solos de Brotas.

Os demais parâmetros físico-químicos do glifosato necessários para entrada na ferramenta PWC foram retirados do banco de dados com o perfil ambiental de agrotóxicos publicado em setembro de 2019 pelo IBAMA (IBAMA, 2019). Estes dados são provenientes de estudos que foram apresentados por empresas ao IBAMA, de acordo com os padrões requisitados por lei no Brasil (Decreto 84 IBAMA) como obrigatoriedade de condução para as empresas registrantes de agrotóxicos. A partir destes estudos, o IBAMA conduz as avaliações ambientais e concede seu parecer acerca do produto e/ou ingrediente ativo pleiteado. A tabela 12 resume todos os parâmetros físico-químicos utilizados na modelagem.

Tabela 12: Resumo dos dados físico-químicos de entrada na ferramenta PWC.

Parâmetro	Valor de entrada	Observações	Referência
Kf ($\text{mg}^{1-1/n}\text{L}^{1/n}\text{kg}^{-1}$)	199,2	Média entre o Kf do horizonte APE1 (0-23 cm) e APE2 (23-40 cm)	GERÓNIMO, APARICIO & COSTA, 2018; EMBRAPA, 2014
Meia vida na coluna d'água (dias)	74,4		LEWIS, 2016 <i>apud</i> PPDB, 2019
Temperatura de ref. da água (°C)	20		
Meia vida anaeróbica em água (dias)	0	Indisponibilidade de dado - valor 0 considera que este processo de degradação não ocorre	
Temperatura de ref. anaeróbica em água (°C)	0		
Fotólise aquática	>32 dias	(pH 7; 25 °C)	IBAMA, 2019
Latitude de ref. da fotólise (dias)	22		
Hidrólise (dias)	0	Glifosato é estável em pH 4; 7; 9 (50 - 55 °C)	IBAMA, 2019
Meia vida no solo (dias)	9	Argissolo Vermelho-Amarelo (AR) – textura média	ARAÚJO; MONTEIRO; ABAKERLI; SOUZA, 2003
Temperatura de ref do solo (°C)	25°C (+/- 2° C)		
Meia vida foliar (dias)	0	indisponibilidade de dado - valor 0 considera que este processo de degradação não ocorre	
Peso molecular (g/mol)	228,18		LEWIS, 2016 <i>apud</i> PPDB, 2019
Pressão de vapor (torr)	40,5		IBAMA, 2019
Solubilidade (mg/L)	12000 mg L	a 25 °C	IBAMA, 2019
Constante de henry	0,0414	Estimada pelo PWC	
Coefficiente de difusão de ar (cm²/dia)	0,0	ND	
Henry (J/mol)	0,0	ND	

ND: Não disponível

5.1.4. Cultura (Crop)

A cultura de cana-de-açúcar foi selecionada para a modelagem do presente trabalho. Dados de literatura foram levantados como forma de abranger a prática agrícola deste cultivo.

Os ciclos de produção de cana-de-açúcar são classificados em três épocas diferentes: sistema de ano-e-meio, sistema de ano e plantio de inverno. As práticas mais comuns

para a região centro-sul – região em que está contida a cidade de Brotas-SP - são as práticas de ano-e-meio e sistema de ano (RAFFAELLA ROSSETTO, 2020). A cana planta com ciclo de produção de ano e meio possui um ciclo com duração de 18 meses, já a com ciclo de ano possui duração de 12 meses. Após a primeira colheita da cana de ano e meio ou da cana de ano, a cana-soca passa a ter um ciclo de 12 meses e então, após o corte inicia-se um novo ciclo com a rebrota da soqueira. O canavial é colhido mais cinco vezes, tendo uma duração total de seis anos a partir do plantio da cana planta (ANJOS & FIGUEIREDO, 2010; NovaCana, 2020).

A prática de plantio de cana de ano foi considerada para a modelagem, que por sua vez, indicou 1 ciclo da cultura ao ano, abrangendo também os ciclos dos anos seguintes com duração de 12 meses. Neste sistema de cultivo o plantio da cana é realizado entre outubro e novembro, iniciando sua maturação entre maio e agosto e o período de colheita será então entre setembro e dezembro, como indicado pela figura 12.

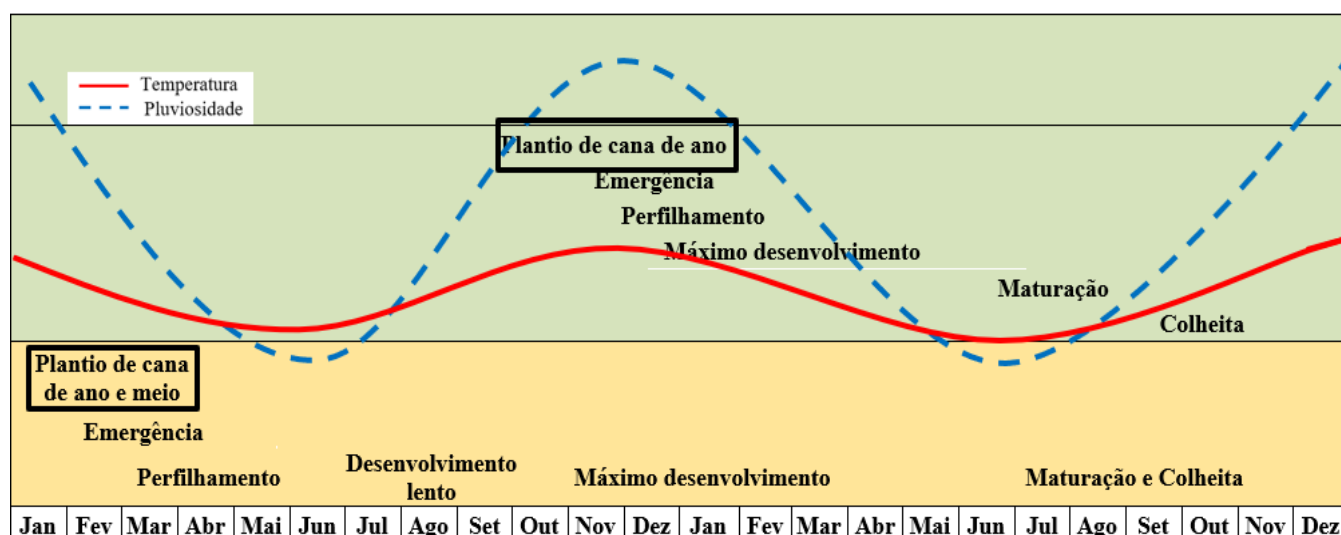


Figura 12: Ciclos da cana-de-açúcar e variações na temperatura e pluviosidade da região centro-sul do Brasil. (Adaptado: Castro, 1999).

Além de fatores relacionados ao ciclo da cultura a modelagem considerou também as características e medidas relacionada a cultura, como profundidade da raiz, cobertura do dossel, altura da cultura e retenção de água pelo dossel. Estas informações foram embasadas por trabalhos disponíveis na literatura e são citados nos parágrafos seguintes.

Diversos autores (FARIAS; et al, 2008) demonstraram que a maior massa de raízes concentram-se nos primeiros 40 - 60 cm em diversas cultivares. Em contrapartida, alguns trabalhos relataram presença de raízes de cana-de-açúcar em até 90 cm de profundidade do solo (OHASHI; et al, 2015). Portanto, para a presente modelagem, a profundidade de 90 cm foi considerada.

Estudos abordando altura máxima de várias cultivares de cana-de-açúcar foram levantados. Farias, et al (2008) relataram uma altura máxima de 148,19 cm aos 236,20 dias para cultivo de sequeiro e 152,80 cm aos 193,85 dias para cultivo irrigado. Já Oliveira, et al (2016) demonstraram uma altura média de vários cultivares aos 360 dias após plantio com uma variação entre 3,71 e 4,5 m. Portanto, como forma de utilizar a maior altura encontrada, foi considerada a altura máxima de 450 cm (4,5 m) para a cultivar RB72-454 aos 360 dias após o plantio (OLIVEIRA; et al, 2016).

O parâmetro “*holdup*”, foi calculado para a determinação da água que fica armazenada no dossel e não atinge o solo. Este valor indica o volume de água por área que o dossel completo conteve (YOUNG, 2020). O parâmetro foi calculado a partir de uma simples relação entre a interceptação da cultura citada por diversos autores, que assumem um valor de 0,02 cm de cobertura do dossel, levando em conta o seguinte cálculo (equação 6) (DICKINSON, 1984; BRISSON et al. 1998; KOZAK et al, 2007; GIANTE et al., 2009 *apud* YOUNG; FRY, 2016):

$$CINTCP=0,02 \times LAI \quad (\text{equação 6})$$

Onde,

CINTCP= O armazenamento máximo de intercepção da cultura (cm) – “*Holdup*”

LAI= índice de área foliar

Diversos trabalhos discutem a respeito do índice de área foliar (IAF) na cana-de-açúcar. Assis (2004) citou valores de IAF de 4,11 a 7,60 m² m⁻². Em contrapartida, Machado (1981) relatou um valor máximo de 3,70 m² m⁻². Valores ainda menores foram encontrados em um trabalho mais recente desenvolvido por Teixeira, et al (2012), que apresentou valores de 1,67 m² m⁻²; 2,69 m² m⁻² e 3,5 m² m⁻². Portanto, para a presente modelagem foi utilizado o menor índice de área foliar encontrado (1,67 m² m⁻²), para refletir o cenário mais conservador, ou seja, o de menor interceptação. Desta forma o valor de “*Holdup*” foi calculado e obteve-se o valor de 0,033, utilizado na modelagem:

$$CINTCP=0,02 \times LAI \quad (\text{equação 7})$$

$$CINTCP=0,02 \times 1,67 = 0,033$$

O parâmetro “*canopy cover*” está relacionado à cobertura máxima do dossel para a cultura em questão, a qual influencia na quantidade de pesticida que atinge o solo quando as aplicações foliares são realizadas. De acordo com o manual do PRZM5 (YOUNG; FRY, 2016), para a maioria das culturas este valor está na faixa entre 80-100% de cobertura. Portanto, para a modelagem com cana-de-açúcar, onde nos estágios finais de crescimento desta cultura os campos são densos, foi considerado 100% de cobertura, assim como é considerado no cenário padrão americano.

O parâmetro “*post-removal foliage*” caracteriza o que ocorre com o pesticida que permanece na folhagem após a colheita. Para a presente modelagem foi selecionada a opção em que o pesticida permaneceu na folhagem e ficou retido como resíduo na superfície do solo em contínua degradação e dissipação “*Left on plant*”. De acordo com Oliveira, et al. (1999), na prática de colheita mecanizada de cana-de-açúcar, as folhas secas, os ponteiros e as folhas verdes são deixadas sobre a superfície do solo, comumente chamada de palhada. A palhada irá contribuir para a infiltração de água no solo, reduzir a erosão e a evaporação edáfica, contribuindo para a composição do solo (Wood, 1991).

Todos os parâmetros utilizados na aba “*crop*” da modelagem PWC estão dispostos na tabela 13.

Tabela 13: Resumo dos parâmetros da cultura de cana-de-açúcar utilizados na modelagem.

Data de emergência	Data de maturação	Data de colheita	Profundidade da raiz (cm)	Cobertura do dossel (%)	Altura (cm)	Retenção de água na folha (cm)	Remoção da folhagem
01/nov	01/ago	30/out	90	100	450	0,033	Left on plant

5.1.5. Escoamento Superficial (Runoff)

A aba de “*runoff*” reúne os parâmetros relacionados ao escoamento superficial. A Equação Universal de Perda de Solos (USLE), representa a ação dos principais fatores que influenciam fortemente no processo de erosão e a expressão é dada pela multiplicação destes fatores (Wischmeier e Smith, 1978; Beskow et al., 2009) (equação 8):

$$A=R \times K \times L \times S \times C \times P \quad (\text{equação 8})$$

Onde,

A: taxa de perda do solo (t ha⁻¹ y⁻¹);

R: fator de erosividade anual pela chuva (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ y⁻¹);

K: fator de erodibilidade do solo (t h MJ⁻¹ mm⁻¹);

L: fator para o comprimento da inclinação (m);
 S: fator de declive (%);
 C: fator de gestão de colheitas;
 P: fator de prática conservacionista.

Desta forma, os valores dos parâmetros necessários e utilizados para a modelagem no PWC foram resumidos na tabela 14 e em seguida contextualizados.

Tabela 14: Resumo das informações de entrada na aba “runoff” do modelo PWC.

Parâmetros	Valores	Referências
CN	63,9 (mediana)	ANA, 2018
USLE-C	0,05	BUENO e STEIN, 2004
N	Valor negligenciável (0,1)	YOUNG, 2020
USLE-K	0,0173	BUENO e STEIN, 2004
USLE-LS	4,6	BUENO e STEIN, 2004; LIONÇO, BRESSAN e SILVA, 2010 e SUÁREZ, 2005
USLE-P	1	BUENO e STEIN, 2004
IREG	4	YOUNG; FRY, 2016
Slope (%)	12	LIONÇO, BRESSAN e SILVA, 2010

CN: número da curva de escoamento superficial; USLE-C: fator universal de gestão da cobertura das perdas de solo; N: Coeficiente de rugosidade de *Manning*; USLE K: índice de erodibilidade; USLE LS: perda de solo por fator topográfico; USLE P: perda de solo por fator de prática; IREG: Região de distribuição das chuvas.

O fator C da equação universal de perdas de solo (USLE) trata-se do fator universal de gestão da cobertura das perdas de solo, com valores que variam entre 0,001 (bem gerido) a 1,0 (em pousio ou lavrado) (YOUNG; FRY, 2016). Para a definição do valor da USLE C foi utilizado o trabalho desenvolvido por Bueno e Stein (2004) sobre o potencial natural e antrópico de erosão na região de Brotas, Estado de São Paulo, em que são apresentados os valores por categoria de ocupação das terras. A categoria selecionada foi a de plantio de cana-de-açúcar apresentando o valor de 0,05 (tabela 15).

Tabela 15: Categoria de ocupação das terras utilizadas na área de estudo e valores correspondentes de CP para a região de Brotas, Estado de São Paulo.

Porte da Vegetação	Categoria de Ocupação	CPatual
1.Vegetação de porte alto a médio	1a Reflorestamento	0,0158
	2a Cerrado	0,0007
2.Vegetação de porte médio a baixo	2b Cultura Perene	0,04
	2c Cana de açúcar	0,05

3. Vegetação de porte baixo a rasteiro	3a Cobertura Residual	0,008
	3b Pastagem	0,005
4. Ocupação diversas antrópicas	4a Área Urbanizada	0,00

Fonte: Bueno e Stein (2004)

O fator K da USLE está relacionado ao índice de erodibilidade, que representa o grau de resistência natural do solo a ser erodido. Estes índices também foram obtidos pelo trabalho desenvolvido por Bueno e Stein (2004), em que são demonstrados os valores do índice de erodibilidade por classificação de solo disponível na região de Brotas. Como forma de refletir um cenário o mais representativo possível para a cidade de Brotas, foi selecionado o valor do fator K estimado (0,0173 t.h.MJ-1. Mm-1) referente ao Latossolo Vermelho-Amarelo (LVAd), uma vez que trata-se do solo com a maior predominância em Brotas (tabela 16).

Tabela 16: Índices de erodibilidade (K) estimada e a tolerância de perdas (A) para as classes de solos da região de Brotas, Estado de São Paulo.

Classes de solos	K (erodibilidade dos solos estimada) t.h.Mj-1.mm-1	A tolerável (t.ha-1.ano-1)
LVdf	0,0134	12,50
LVd	0,0153	15,70
LVAd	0,0173	13,40
PVAe	0,0438	7,90
NVef	0,0159	12,88
RQo	0,0223	14,00
RLe	0,0394	2,76

Fonte: Bueno e Stein (2004)

O fator LS está relacionado aos aspectos topográficos, ou seja, a influência do relevo sobre a erosão e sedimentação. O cálculo do valor de LS é realizado por meio da declividade (S) em relação ao comprimento de rampa (L). Para a presente modelagem foi considerada a declividade limitante de 12% para a colheita mecanizada (LIONÇO, BRESSAN e SILVA, 2010) e o comprimento de rampa foi definido como a distância entre o divisor de água e a linha de drenagem pertinente (200 m) (BUENO e STEIN, 2004). O fator USLE LS utilizado na modelagem foi de 4,6, definido de acordo com a tabela de valores de fator topográfico para combinações entre comprimento de decline e inclinação presente no manual PRZM3 (2005).

O parâmetro USLE P refere-se ao fator de práticas conservacionistas o qual está relacionado às práticas de manejo do solo e tem forte ligação com a declividade da área. Os valores adotados para as práticas conservacionistas estão apresentados na tabela 17, sendo o plantio morro abaixo o pior cenário. Tais valores foram obtidos do estudo de Bertoni e Lombardi Neto (1985) da Seção de Conservação dos Solos do Instituto Agrônomo de Campinas.

Tabela 17: Valores para fator de prática conservacionista baseados em informações da Seção de Conservação dos Solos do Instituto Agrônomo de Campinas.

Práticas conservacionistas	Valores de P
Plantio morro abaixo	1,0
Plantio em contorno	0,5
Plantio em contorno + redução capina	0,4
Cordões de vegetação permanente	0,2

Fonte: Bertoni e Lombardi Neto (1985)

No trabalho de Bueno e Stein (2004) para a região de Brotas, o autor esclarece que não foi possível estabelecer valores confiáveis de P para toda a área do estudo. Portanto, para a presente modelagem foi considerado o valor de 1, por se tratar do pior cenário quanto às perdas de solo devido às práticas conservacionistas.

O fator IREG é disponibilizado pelo Serviço de Conservação de Recursos Naturais dos EUA e indica a distribuição de chuvas por região. Seus valores são pré-definidos nos manuais do PRZM 3 (2005) e PRZM 5 (2016) e são utilizados pela modelagem para o cálculo de concentração do pico de fluxo. A figura 13 demonstra os valores de IREG com as divisões por regiões.

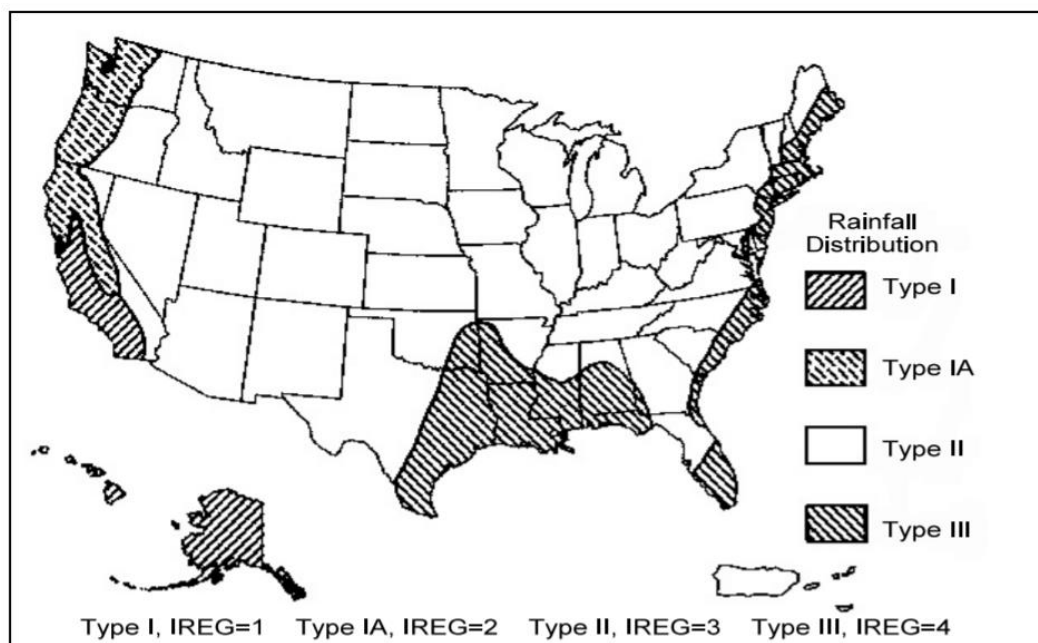


Figura 13: Distribuição de chuvas por região e respectivos valores de IREG de acordo com manual PRZM5. Fonte: PRZM 5 (2016).

Como não foram localizados valores tabelados para este parâmetro (IREG) para a região brasileira, foi considerado para a modelagem o IREG tipo III, com valor igual a 4, por se tratar do pior cenário e também por ter sido o valor praticado no cenário da região da Flórida e Louisiana, os únicos cenários padrão com cana-de-açúcar desenvolvidos pelo EPA.

As declividades para a região de Brotas-SP foram obtidas por meio das cartas planialtimétricas por De Biasi (1977) na escala 1:50.000 e foram divididas por faixas de porcentagem: 0 – 2%, 2 – 5%, 5 – 10%, 10 – 15% e > 15% (BUENO E STEIN, 2004). Considerando a viabilidade da colheita mecanizada em relação as declividades descritas para a região de Brotas, foi considerada na modelagem um talude limitante de 12% (LIONÇO, BRESSAN e SILVA, 2010).

Outro parâmetro importante para a aba “*runoff*” é o curve number (CN). O curve number (CN) está relacionado a um método simples e eficiente para a estimativa do volume de escoamento superficial a partir de um evento de chuva em uma determinada região. O CN é baseado na classe hidrológica do solo e no uso da terra e ocupação do solo da bacia (ANA, 2018). A Agência Nacional de Águas (ANA) possui um banco de metadados disponível em seu site com os *curve numbers* (CN) da base hidrográfica ottocodificada para todo o território brasileiro (ANA, 2018). Para a obtenção dos valores de CN para a região de Brotas os metadados foram abertos em sistema SIG (Qgis) e então foram identificados os CNs para a região em questão. Como mais de um valor de CN foi identificado na região, a mediana foi considerada para fins de entrada na ferramenta PWC.

O parâmetro N (coeficiente de rugosidade de *Manning*) é utilizado para calcular o tempo de concentração. Porém, se o método Lag estiver ativado na aba “*Advanced*” do PWC, este valor não é necessário. Para a presente modelagem, o método Lag foi ativado e não foi necessário selecionar um valor ajustado ao cenário.

As demais informações da subseção “*PRZM Runoff & Erosion Extraction*” foram mantidos os valores padrão pré preenchidos no PWC.

5.1.6. Watershed (bacia hidrográfica)

Na aba “*Watershed*” foi selecionado o tipo de simulação EPA pond. Esta opção simula uma lagoa presente na extremidade de um campo tratado com agrotóxico em uma fazenda. Portanto, é considerado o cenário mais vulnerável de exposição. As dimensões desta lagoa estabelecidas no PWC são: 1 hectare de área por 2 metros de profundidade, alimentada por um corpo d’água de 10 hectare que corresponde a aproximadamente 2 acres de drenagem por acre-pés de estoque de água (YOUNG, 2016).

5.2. Cálculo da exposição

5.2.1. Cálculo da exposição no cenário brasileiro (Brotas – São Paulo)

Após o desenvolvimento e definição de todos os parâmetros necessários para a execução da modelagem, foi possível a obtenção da concentração ambiental estimada (CAE) de glifosato em ambientes aquáticos para o cenário desenvolvido neste trabalho.

As concentrações ambientais estimadas ($\mu\text{g.L}^{-1}$) são apresentadas na tabela 18. A modelagem calcula a concentração para o 1º dia, que corresponde ao período em que a maior massa de glifosato está disponível no corpo d’água, e também para os 4, 21, 60 e 365 dias posteriores, considerando desta forma a degradação da molécula ao longo do tempo de acordo com os dados físico-químicos inseridos no modelo.

Tabela 18: Concentração ambiental estimada ($\mu\text{g.L}^{-1}$) de glifosato estimada pelo PWC até 365 dias após a aplicação.

Período	Concentração ambiental estimada ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
1º dia	1,427
4º dia	0,988
21º dia	0,375
60º dia	0,174
365º dia	0,0416
Média de toda simulação	0,0366

A modelagem estimou que cerca de 0,1% (2,88 g i.a./ha) da dose de glifosato aplicada no campo eventualmente atinge corpos d'água. O principal mecanismo de transporte do campo para o corpo d'água foi por deriva de pulverização, sendo responsável por 93,1% (2,68 g i.a./ha) do transporte total, seguido por erosão 3,74% (0,107 g i.a./ha) e escoamento superficial 3,21% (0,0924 g i.a./ha). O mecanismo de erosão está relacionado ao carreamento da fase sólida contendo a substância adsorvida as partículas de solo, enquanto que o escoamento relaciona-se ao carreamento pelo fluxo superficial da fase líquida. Vale destacar que os mecanismos de transporte ocorrem em tempos diferentes após a aplicação, portanto o momento de chegada destas concentrações de glifosato ao corpo d'água ocorrerão em tempos independentes, bem como seus processos de degradação ao longo do destino final.

No corpo d'água o glifosato dissipa-se com uma meia-vida de 6,1 dias na coluna de água. A principal fonte de dissipação na coluna de água é a volatilização (meia-vida efetiva = 6,7 dias) seguida de metabolismo (71 dias) e fotólise (3990,4 dias).

Na região bentônica, a dissipação do glifosato é insignificante (190772,9 dias). A grande maioria do glifosato na região bentônica (99,81%) é sorvido no sedimento e não fica disponível na coluna d'água.

A apresentação gráfica dos valores agudos anuais é apresentada na figura 14.

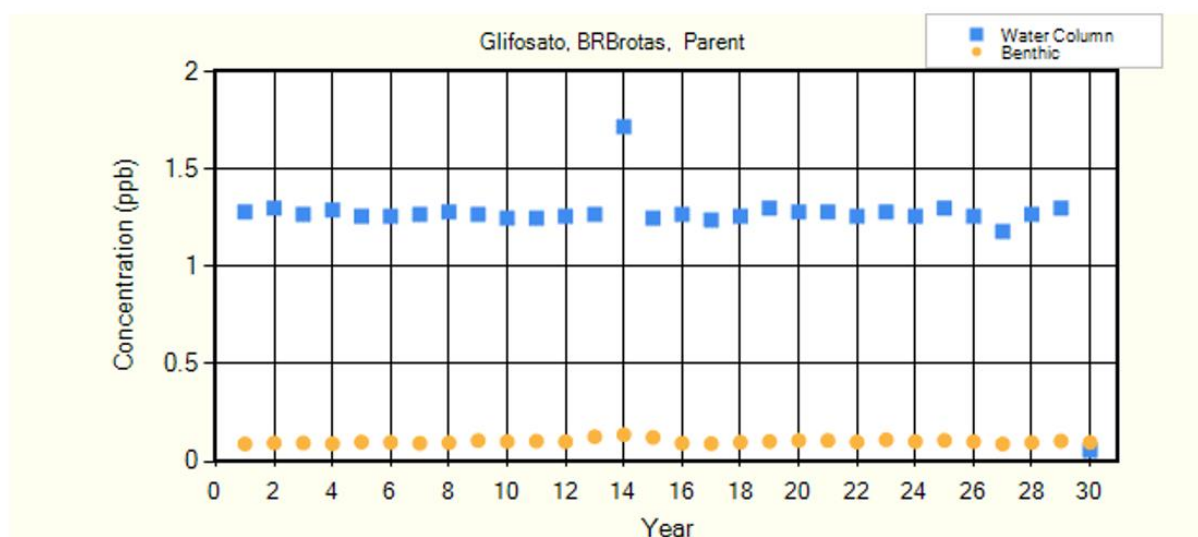


Figura 14: Apresentação gráfica dos valores de exposição agudos anuais para coluna d'água e bentônica.

5.2.2. Cálculo da exposição no cenário padrão do EPA (Lake Charles – Louisiana)

A obtenção da concentração ambiental estimada (CAE) para o glifosato em ambientes aquáticos foi obtida utilizando a ferramenta PWC-EPA. Para tanto, todos os parâmetros relacionados às características físico-químicas, práticas de aplicação, cenário padrão do EPA (LASugarcaneSTD.scn) bem como as condições meteorológicas da estação de Lake Charles (w03937.dvf) foram preenchidos na modelagem. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 19.

A modelagem calcula a concentração ambiental estimada ($\mu\text{g.L}^{-1}$) para o 1º dia, que corresponde ao período em que a maior massa de glifosato está disponível no corpo d'água, e também para 4, 21, 60 e 365 dias posteriores, considerando desta forma a degradação da molécula ao longo do tempo de acordo com os dados físico-químicos inseridos no modelo.

Tabela 19: Concentração ambiental estimada ($\mu\text{g.L}^{-1}$) de glifosato estimada pelo PWC até 365 dias após a aplicação.

Período	Concentração ambiental estimada ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
1º dia	8,92
4º dia	5,96
21º dia	2,13
60º dia	1,31
365º dia	0,360
Média de toda simulação	0,182

O modelo estimou que quase 0,7% (20,16 g i.a/ha) da dose de glifosato aplicado no campo eventualmente atingiu o corpo d'água. Sendo que o principal mecanismo de transporte foi por erosão 77,6% (15,64 g i.a/ha) do transporte total, seguido pela deriva do spray 14,3% (2,88 g i.a/ha) e escoamento superficial 8,1% (1,63 g i.a/ha). Vale destacar que os mecanismos de transporte ocorrem em tempos diferentes após a aplicação, portanto o momento de chegada destas concentrações de glifosato ao corpo d'água ocorrerão em tempos independentes, bem como seus processos de degradação ao longo do destino final.

No corpo d'água, o glifosato dissipou com uma efetiva meia vida de 4,6 dias na coluna d'água. A principal fonte de dissipação na coluna d'água foi a volatilização (média efetiva de meia vida de 4,9 dias) seguido por metabolismo (70,6 dias) e fotólise (3519,1 dias).

Na região bentônica o glifosato é estável. A grande maioria do agrotóxico na região bentônica (99,84%) é sorvida ao sedimento não ficando disponível na coluna d'água.

A apresentação gráfica dos valores agudos anuais é apresentada na figura 15.

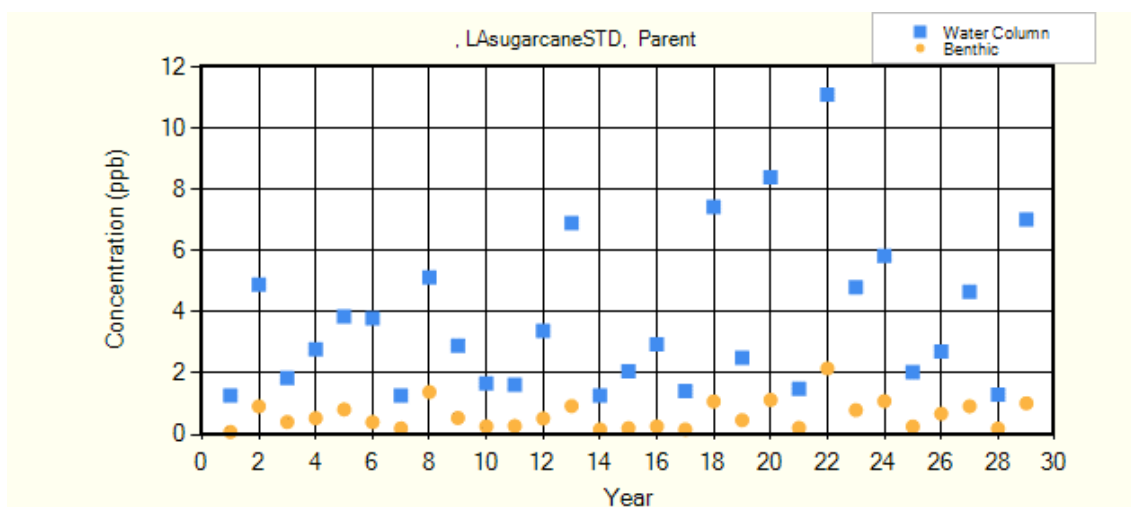


Figura 15: Apresentação gráfica dos valores agudos anuais para coluna d'água e região bentônica e interface da aba de resultados do PWC.

5.2.3. Análise comparativa entre a exposição calculada para o cenário brasileiro e para o cenário padrão do EPA.

O pico de concentração de glifosato no cenário brasileiro foi de $1,72 \mu\text{g.L}^{-1}$ e o estimado para o 1º dia de $1,427 \mu\text{g.L}^{-1}$. Em contrapartida, no cenário padrão do EPA, o pico de glifosato obtido foi de $11 \mu\text{g.L}^{-1}$ e o estimado para o 1º dia de $8,92 \mu\text{g.L}^{-1}$. Os picos de concentração calculados pelo PWC são decorrentes dos fatores climáticos para os cenários específicos. Assim, se houver algum grande evento meteorológico no arquivo de clima, isso certamente irá contribuir para o pico de concentração nos corpos d'água. A concentração de glifosato obtida no cenário padrão EPA avaliado, em relação ao 1º dia (exposição aguda), foi pouco mais de 6 vezes maior do que a concentração no cenário brasileiro.

A taxa de decaimento da concentração do glifosato nos dias iniciais (1º - 4º dia e 4º - 21º dia) foi semelhante entre os dois cenários. Sendo para o cenário de Brotas 31% e 62%, respectivamente e para o cenário de Lake Charles 33% e 64%, respectivamente. Entre o 21º - 65º dia foi possível notar uma diferença entre as taxas, já que para o cenário de Brotas o decaimento foi de 54% e para o cenário do EPA foi de 38%. Entre o 65º-365º dia a diferença entre as taxas também não foi significativa, sendo para o cenário de Brotas 76% e para o do EPA 73%. Este comportamento pode ser visualmente notado na figura 16 para os dois cenários.

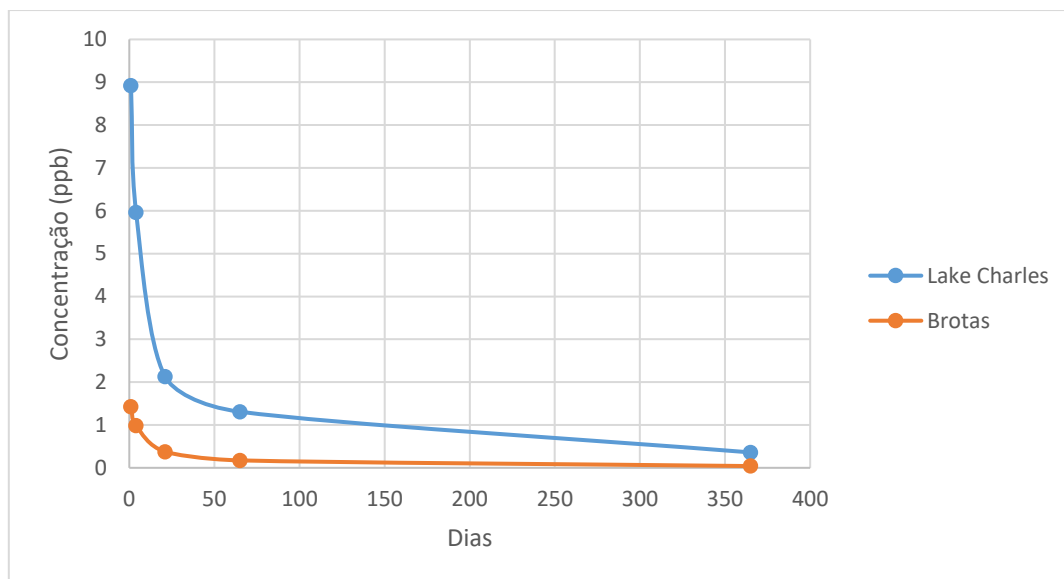


Figura 16: Taxa de decaimento da concentração do glifosato em função dos dias entre os dois cenários modelados no PWC.

De acordo com a concentração ambiental estimada ($\mu\text{g.L}^{-1}$) de glifosato para cada um dos dias estimados pelo PWC (1; 4; 21; 65 e 365 dias) em relação aos dois cenários testados no presente trabalho, é possível concluir que após um ano, a porcentagem da concentração de glifosato que ainda não terá sofrido degradação em relação a concentração do 1º dia será de 4,04% para o cenário padrão EPA e de 2,95% para o cenário desenvolvido para Brotas.

O modelo estimou para o cenário do EPA que 0,7% do glifosato aplicado no campo eventualmente atingiu o corpo d'água. Em contrapartida, no cenário brasileiro desenvolvido a estimativa foi de 0,1%. Além disso, o principal mecanismo de transporte no cenário do EPA foi por erosão (77%) enquanto que no cenário brasileiro foi a deriva (93,1%). Em ambos os cenários, o escoamento superficial foi o mecanismo que menos contribuiu para a concentração estimada em água superficial, 8,1% no cenário do EPA e 3,21% no brasileiro.

A diferença entre os principais processos responsáveis pelo transporte do glifosato certamente está relacionada às diferenças entre as condições climáticas e as características e fatores de erodibilidade dos solos. De acordo com os resultados entre estes dois cenários modelados, os solos do Brasil apresentaram uma melhor estabilidade em relação a erosão quando comparados aos solos modelados no cenário do EPA. Pode-se dizer que os fatores que compõe a Equação Universal de Perda de Solos (USLE) para os solos brasileiros teve menor influência do que os fatores que direcionam o processo de deriva no que tange a definição do principal mecanismo de transporte. Fato que ocorreu de maneira oposta no cenário do EPA.

É de grande importância o desenvolvimento de um maior número de cenários brasileiros em diferentes regiões com a mesma molécula para melhor entender e discutir quais os possíveis parâmetros que mais influenciam nos resultados, seja a diferença entre condições meteorológicas, solos diferentes ou demais quesitos. De acordo com o IBGE (2018) o Brasil possui um território de 8.510.820,623 km² de extensão e, portanto, as características climáticas e de solo são diferentes ao longo do território, bem como, certas culturas são cultivadas em apenas algumas regiões específicas do país, devido a condição climática favorável de cada localidade.

Por essa razão, sugere-se que estudos sejam desenvolvidos visando identificar regiões de vulnerabilidade para cada cultura específica e a partir dessas informações os cenários sejam desenvolvidos por meio da obtenção dos dados de parâmetros específicos para a região em questão (parâmetros de solo, fatores de erosão, caracterização da cultura, dados meteorológicos).

O trabalho desenvolvido por Rebelo (2013), aborda este mesmo tema. Foram levantados dados meteorológicos de várias estações do INMET, bem como as áreas cultivadas por cultura e com o auxílio da ferramenta GIS, foram gerados mapas com a incidência das culturas por regiões do Brasil. Além disso, foram coletados em literatura dados de parâmetros específicos para a cultura de soja e dos solos onde houve maior incidência desta cultura.

Com as informações coletadas foi desenvolvida uma plataforma com um banco de dados brasileiro para criação da ferramenta EXPRESS BRA, uma interface brasileira do modelo Express do EPA. O EXPRESS (EPA) é um modelo de avaliação de exposição aquática a pesticidas numa variedade de culturas, que utiliza uma interface entre o PRZM3 e o EXAMS, porém, esta ferramenta foi arquivada pelo EPA e não é mais utilizada como ferramenta regulatória. Em 2016, o EPA lançou o PWC que veio para substituir todos os modelos desde então disponíveis para avaliação aquática: SWCC (Surface Water Concentration Calculator); FIRST (FQPA Index Reservoir Screening Tool); PRZM-GW e SCIGROW (Screening Concentration in Ground Water). Vale ressaltar que o PWC é uma interface entre PRZM5 e VVWM 1.02, portanto, trata-se de uma ferramenta que abrange exposição tanto para água superficial quanto subterrânea.

Como conclusão, Rebelo (2013) apontou que dados relativos as áreas de cultivos por região e os dados meteorológicos são acessíveis na literatura aberta e, já foram levantados para um grande território do Brasil em seu trabalho, necessitando apenas de atualizações. Já os dados para os parâmetros de solo e erodibilidade, e relacionados a fenologia de cada cultura em específico precisam ser melhor explorados.

Como já indicado pelo IBAMA, a ferramenta de cálculo de exposição PWC será implementada em breve como ferramenta de apoio nas avaliações de risco de organismos aquáticos no Brasil. Desta forma, é importante que cenários em condições brasileiras, ou seja, que utilizem parâmetros do país, sejam desenvolvidos da mesma forma que realizada pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA). É de suma importância que estes cenários sejam padronizados e implementados permitindo que as empresas registrantes de agrotóxicos possam utiliza-los em suas avaliações de riscos aquáticos, para garantirem a segurança ambiental de seus produtos. Além disso, servirá como base nas tomadas de decisões por parte do IBAMA e nas definição de possíveis medidas de mitigações, se necessário.

5.3. Caracterização do efeito agudo (CL₅₀)

Foram localizados na literatura 17 dados de toxicidade aguda (CL₅₀) em peixes nativos (tropicais e subtropicais), provenientes de 15 espécies diferentes (Tabela 20). As espécies foram classificadas entre tropical e subtropical de acordo com o *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF, 2020).

Tabela 20: Toxicidade aguda (CL₅₀) de glifosato em peixes nativos obtidos por levantamento bibliográfico.

Espécie	Classificação zona climática	Endpoint	Temperatura média do ensaio (°C)	Resultado (mg i.a./L)	Referência
Curimbatá (<i>Prochilodus lineatus</i>)	Tropical	CL ₅₀ 96 h	21,7	6,57*	LANGIANO e MARTINEZ, 2008
Piaçu (<i>Leporinus macrocephalus</i>)	Tropical	CL ₅₀ 96 h	28,1	7,58*	ALBINATI et al., 2007
Tambaqui (<i>Colossoma macropomum</i>)	Tropical e subtropical	CL ₅₀ 96 h	27,7	3,607	SOUZA, 2014
Tambaqui (<i>Colossoma macropomum</i>)	Tropical e subtropical	CL ₅₀ 96 h	25,5 - 27,7	44,59*	ARANHA, 2013
Jundiá (<i>Rhamdia quelen</i>)	Tropical e subtropical	CL ₅₀ 96 h	22	7,3	KREUTZ et al., 2008
Guaru (<i>Phalloceros caudimaculatus</i>)	Tropical e subtropical	CL ₅₀ 96 h	26	> 975	SHIOGIRI et al., 2012
<i>Carnegiella strigata</i>	Tropical	CL ₅₀ 96 h	28	5,753	SOUZA, 2014
<i>Paraicheirodon axelrodi</i>	Tropical	CL ₅₀ 96 h	27,8	6,991	SOUZA, 2014
<i>Hemigrammus rhodostomus</i>	Tropical	CL ₅₀ 96 h	26,8	7,533	SOUZA, 2014
<i>Corydoras schwartzi</i>	Tropical	CL ₅₀ 96 h	27,4	13,835	SOUZA, 2014
Pirapitinga (<i>Piaractus brachypomus</i>)	Tropical e subtropical	CL ₅₀ 96 h	25	46,78*	RAMÍREZ-DUARTE; RONDÓN-BARRAGÁN; ESLAVA-MOCHA, 2008
Pintado da Amazônia (fêmea <i>Pseudoplatystoma punctifer</i> x macho <i>Leiarius marmoratus</i>)	Tropical	CL ₅₀ 96 h	26	13,57	TEIXEIRA et al., 2018

Pacu (<i>Piaractus mesopotamicus</i>)	Tropical	CL ₅₀ 96 h	25	8,92	LEVERONI, CAFFETTI & PASTORI, 2016
Pacu (<i>Piaractus mesopotamicus</i>)	Tropical	CL ₅₀ 48 h	26	3,74	SHIOGIRI et al., 2012
Curimatã-pacu (<i>Prochilodus argenteus</i>)	Tropical	CL ₅₀ 96 h	22,5	19,09	SILVA et al., 2016
Lambari (<i>Astyanax bimaculatus</i>)	Tropical	CL ₅₀ 96 h	21,4	14	FILHO, 2010
Tetra-serpae (<i>Hyphessobrycon eques</i>)	Tropical	CL ₅₀ 96 h	24	2,18	NUNES, 2011

*Valores corrigidos pela concentração de ingrediente ativo na formulação.

Para peixes exóticos, 175 valores de toxicidade aguda, provenientes de 13 espécies de peixes foram obtidos por meio da plataforma ECOTOX Knowledgebase. O detalhamento das espécies, condições de teste e valores das toxicidades são apresentados no apêndice 2.

De acordo com a classificação de toxicidade adotada pelo IBAMA, representada na tabela 21, a toxicidade aguda de glifosato em peixes nativos (tropicais e subtropicais) (Tabela 20) foi em sua maioria (58,82%) classificada como “muito tóxico” e 35,29% classificada como “medianamente tóxico”. Somente para o peixe Guaru (*Phalloceros caudimaculatus*), a toxicidade foi classificada como “pouco tóxico”.

Em contrapartida, a toxicidade aguda de glifosato nas espécies de peixes exóticos (temperados e subtropicais) foi classificada sendo 35,43% dos resultados “muito tóxico”, 29,14% “medianamente tóxico” e 35,43% “pouco tóxico”.

Tabela 21: Classificação de toxicidade para organismos aquáticos estabelecido pelo IBAMA.

Dado	Fonte	Limite	Classe de produtos
Organismos aquáticos (microcrustáceos, algas e peixes)	Procedimento interno do setor	$0 \leq CL_{50} / CE_{50} < 1$ mg/kg = Altamente tóxico	I
		$1 \leq CL_{50} / CE_{50} < 10$ mg/kg = Muito tóxico	II
		$10 \leq CL_{50} / CE_{50} < 100$ mg/kg = Medianamente tóxico	III
		$CL_{50} / CE_{50} \geq 100$ mg/kg = Pouco tóxico	IV

Fonte: IBAMA, 2019 - Perfil Ambiental Glifosato (sal de isopropilamina) 38641-94-0, 2019

5.4. Curva de Distribuição da Sensibilidade das Espécies com base na toxicidade aguda de espécies de peixes nativos e exóticos

A curva de Distribuição da Sensibilidade das Espécies (SSD) foi construída com os valores de toxicidade aguda (CL₅₀) de glifosato em espécies nativas e exóticas. A

metodologia utilizada foi a da probabilidade máxima e a distribuição selecionada no software que mais se ajustou ao conjunto de dados foi a de Gumbel ($p = 0,0629$). Esta é uma distribuição assimétrica de dois parâmetros, também conhecida como distribuição de valor extremo do tipo I. Ao selecionar esta distribuição os dados de toxicidade são convertidos em \log_{10} antes de serem plotados no gráfico (ETTERSON, 2020; PARK; KIM, 2020). A função do modelo de Gumbel é demonstrado na equação 9 (PARK; KIM, 2020).

$$F(x; \alpha, \beta) = e^{-e^{-\frac{x-\alpha}{\beta}}} \quad (\text{equação 9})$$

Onde,

x : o valor de toxicidade em escala logarítmica ($1 < x$)

α : o parâmetro de localização ($\alpha < 1$)

β : o parâmetro da escala ($\beta > 0$)

A figura 17 mostra o gráfico com os valores empíricos e os estimados plotados para a distribuição de Gumbel. Quanto mais próximos os pontos estiverem da linha preta contínua, melhor é o ajuste da distribuição.

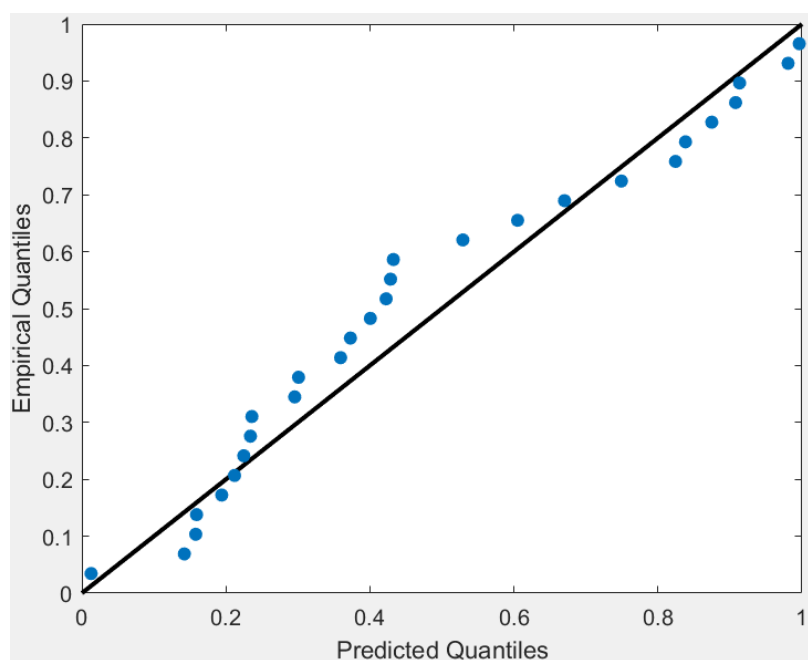


Figura 17: Gráfico de ajuste com os valores empíricos e os estimados para a toxicidade aguda em peixes nativos e exóticos.

A distribuição da sensibilidade aguda do conjunto de espécies de peixes abordados no presente trabalho é apresentada na figura 18.

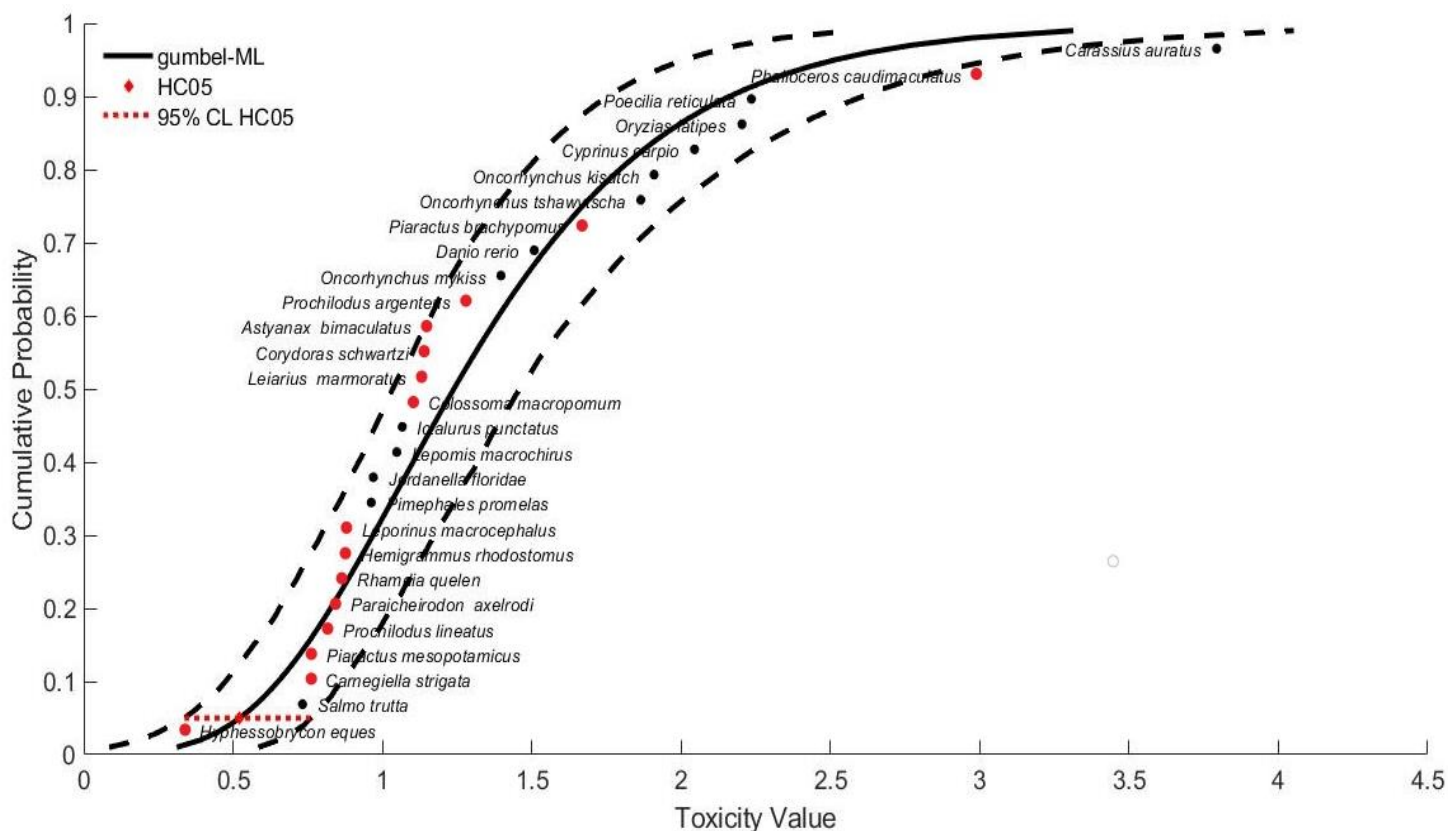


Figura 18: Curva de distribuição da sensibilidade das espécies (SSD) estimada para peixes exóticos e nativos baseado nos valores de CL₅₀ (mg i.a./L) para glifosato. Espécies nativas são representadas pelo ponto vermelho e exóticas pelo ponto preto.

A curva de sensibilidade demonstrou que a espécie de peixe mais sensível para toxicidade aguda foi a *Hyphessobrycon eques*, popularmente conhecida como Tetra-serpa ou Mato Grosso, situando-se abaixo da HC5 estimada. Esta espécie é classificada como tropical e possui distribuição entre a bacia Amazônica e no pantanal do Mato-Grosso, principalmente em águas doces com pH entre 6,5 e 7,0 e temperatura entre 26 °C e 28 °C. Também são encontradas em regiões da Argentina, Paraguai e Bolívia. Podem alcançar até 5 cm de comprimento e devido a sua cor vermelha vibrante é muito utilizada como peixe de aquário (FUJIMOTO et al., 2013; FISHBASE, 2019).

Em contrapartida a espécie mais resistente observada na curva de sensibilidade foi a *Carassius auratus*. Uma espécie exótica, popularmente chamada de kinguio da família cyprinidae e com origem da China. Quando adulto, o seu tamanho pode atingir entre 15 e 30 cm e é considerado um peixe de regiões subtropicais em águas doces com pH entre 6,8 a 7,6 e

temperatura da água entre 18 a 24°C. Esta espécie não é citada na OECD 203 como espécie de referência para os testes ecotoxicológicos (NALENVAJKO, 2020; FISHBASE, 2019).

A espécie tropical e subtropical nativa que demonstrou ser a mais resistente foi a *Phalloceros caudimaculatus*, popularmente chamada de barrigudinho, com tamanho entre 3,5 – 6 cm. Um levantamento feito por Wolff et al., (2007) cita que a espécie possui grande distribuição geográfica no Brasil, podendo ser encontrada no Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro, Espírito Santo e Bahia. Também é encontrado no Uruguai e Argentina (LÓPEZ et al, 1987). Habita águas doces de temperatura entre 20 -24°C e faixa de pH entre 7 – 8 (FISHBASE, 2019).

A espécie exótica que demonstrou maior sensibilidade ao glifosato foi o *Salmo trutta*. Esta espécie pode ser encontrada na Europa e Ásia, mais especificamente nas bacias do Atlântico e Mar Báltico, da Espanha chegando até a Baía de Chosha na Rússia. É uma espécie característica de clima temperado e subtropical e pode ser encontrada tanto em águas doces quanto salgadas com temperaturas entre 18°C - 24°C (FISHBASE, 2019). A *Salmo trutta* não é uma das espécies padrão citadas para os testes ecotoxicológicos na OECD 203.

Dentre as espécies padrão recomendadas no protocolo da OECD 203 (EPA) para os testes toxicológicos, o *Pimephales promelas* foi o que demonstrou maior sensibilidade. É caracterizada como uma espécie de ambiente subtropical e temperado, de água doce com temperatura entre 21-25°C (OECD 203). Sua distribuição é entre América do Norte e Central, sendo grande parte do Canadá, estendendo-se aos EUA até o México.

De forma geral, a maior concentração das espécies nativas ficaram na parte inferior (mais sensíveis) da curva de sensibilidade e a parte superior do gráfico (mais resistentes) a maior concentração foi das espécies exóticas.

A abordagem de comparação e análise entre a sensibilidade de espécies exóticas e nativas torna-se muito relevante para o atual cenário de registro de agrotóxicos no Brasil, uma vez que, de acordo com a portaria 84/1996 IBAMA, a condução dos testes com peixes, referencia a OECD 203 (2019), como protocolo a ser seguido, o qual orienta a utilização de somente espécies exóticas. Estes testes com peixes são submetidos ao órgão regulador IBAMA para embasar o registro do produto no Brasil. Porém, poucos trabalhos discutem se estas espécies exóticas são representativas das espécies brasileiras para eventual utilização em análise de risco.

A HC5 estimada pela ferramenta foi de 3,326 mg/L ($p = 0,0659$) com base no conjunto de dados de toxicidade aguda em peixes exóticos e nativos. Este valor indica a concentração de efeito provocada pelo glifosato para 5% das espécies, ou seja, a qual protege 95% das espécies nativas e exóticas do conjunto de dados.

O PNEC (*Predicted no-effect concentration*) foi calculado com base na HC5 estimada para a comunidade de peixes e no fator de incerteza de 9 (EFSA, 2013). Os fatores de incerteza são utilizados para manejar as variabilidades nos testes de toxicidade, sejam elas relacionadas a tolerância de algumas espécies a substância, variações intra e interlaboratórios e intra e interespecies. Desta forma obtém-se uma estimativa mais conservadora do PNEC (FINIZIO; VIGHI, 2014). O valor obtido de PNEC foi de 0,37 mg/L (370 µg/L). De acordo com a resolução CONAMA nº 357/2007 o valor máximo padrão para glifosato em águas doces classe I é de 65 µg/L, e para água doce classe III é de 280 µg/L (CETESB, 2013). Portanto, o limite estabelecido pela CETESB para águas doces classe I está sendo 5,7 vezes mais conservador do que a presente estimativa e 1,32 vezes maior para água doce classe III.

Vale destacar que a presente curva de distribuição da sensibilidade foi delineada abordando somente a comunidade de peixes, uma vez que o objetivo central do trabalho foi o exercício de avaliação de risco agudo para peixes, considerando não somente a toxicidade como também a exposição. Porém, no que tange a sensibilidade das espécies aquáticas é de grande importância que este mesmo exercício seja realizado englobando também as toxicidades de glifosato em algas, plantas aquáticas e microcrustáceos, dado que por se tratar de um herbicida, as plantas aquáticas e algas podem apresentar maiores sensibilidades em relação aos peixes.

De acordo com o PPDB a toxicidade aguda para o invertebrado aquático *Daphnia magna* é de CE₅₀ 40 mg/L. Para a alga *Pseudokirchneriella subcapitata* a CE₅₀ de crescimento é de 19 mg/L. Na planta aquática *Lemna gibba* o CE₅₀ de biomassa é 12 mg/L. Todos estes organismos citados da comunidade aquática possuem classificação de baixa ou moderada toxicidade (PPDB, 2020). Porém, sabe-se que estas toxicidades podem variar a depender das diferentes espécies e das diferentes formulações testadas.

Um trabalho com a planta aquática *Wolffia brasiliensis* testada com uma formulação a base de glifosato reporta CL₅₀ >118 mg/L (PEREIRA et al., 2019). Em contrapartida, trabalhos com diferentes formulações de glifosato e diferentes espécies de plantas aquáticas citam EC₅₀ de 0,011 mg/L para *Lemna minor* (CEDERGREEN; STREIBIG, 2005); CI₅₀ 11,6 mg/L para *Lemna gibba* (SOBRERO et al., 2007) e CL₅₀ de 23,66 mg/L e 38,91 mg/L para duas formulações testadas na planta aquática *Azolla caroliniana* (SILVA et al., 2012).

Três espécies de microcrustáceos foram testados frente a duas formulações a base de glifosato e demonstraram CL₅₀ de 14,49 mg/L e 0,31 mg/L para *Ceriodaphnia dubia*; CL₅₀ entre 29,48 mg/L e 1,62 mg/L para *Daphnia magna* e CL₅₀ 95,23 e 1,74 mg/L para *Notodiaptomus conifer* (RENO et al., 2015).

Ensaio com a alga *Pseudokirchneriella subcapitata* com formulações a base de glifosato reportam EC_{50} para taxa de crescimento de 1,4 mg/L (CURRIE et al., 2015) e EC_{50} 0,064 mg/L (CEDERGREEN; STREIBIG, 2005).

Conforme exposto, variações de toxicidade aguda entre as diferentes espécies e comunidades e os diferentes produtos à base de glifosato ocorrem. Em vista disso, uma curva de distribuição da sensibilidade das espécies torna-se uma boa ferramenta para que seja possível, de maneira visual, a identificação das espécies e comunidades que apresentam maior sensibilidade em relação às outras e do mesmo modo, permite derivar um valor de HC5 para a comunidade aquática levando em conta os diferentes níveis tróficos.

5.5. Caracterização de risco agudo para o cenário desenvolvido para a região de Brotas-SP e cenário padrão EPA na cultura de cana-de-açúcar

Como levantado anteriormente, a caracterização do risco é dada pela razão entre a exposição e a toxicidade. Portanto, ao longo do presente trabalho foi construída e discutida a caracterização tanto da exposição quanto da toxicidade, levando em conta os cenários em condições brasileiras e em condições padrão do EPA para o ingrediente ativo glifosato. Desta forma, considerando as etapas de avaliação de risco ambiental citadas no item 3.4, foi possível realizar a caracterização do risco para que este seja descartado nas presentes condições, ou que, medidas de refinamento/mitigação sejam estabelecidas para uma completa e robusta análise de risco.

Para o cálculo de risco foi utilizado o valor de exposição de $1,427 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $8,92 \mu\text{g.L}^{-1}$ para o cenário brasileiro e padrão EPA, respectivamente. Estes valores são correspondentes a concentração do 1º dia, para o qual considera-se o dia com a maior massa de agrotóxico disponível. Estas estimativas indicam a CAE de glifosato a atingir uma lagoa, presente na extremidade de um campo tratado com pesticida, de uma fazenda. As dimensões desta lagoa são: 1 hectare de área por 2 metros de profundidade, alimentada por um corpo d'água de 10 hectares. Sendo este o pior cenário para a exposição aguda.

Para o elemento de toxicidade aguda em peixes, foi considerada para o cálculo de risco a HC5 estimada pela SSD, que por sua vez, foi gerada considerando o conjunto de dados de toxicidade aguda das espécies exóticas e nativas. Desta forma, o risco foi determinado considerando a proteção de 95% das espécies testadas na presente avaliação. Os QRs calculados são demonstrado na tabela 22, considerando os dois cenários analisados.

Tabela 22: Cálculo do quociente de risco (QR) com base na exposição do cenário brasileiro desenvolvido e cenário padrão EPA de acordo com a HC5 para espécies nativas e exóticas.

Cenário	Exposição (mg/L)	Toxicidade HC5 SSD (mg/L)	QR (Quociente de Risco)
Padrão EPA	0,00892	3,326	0,0027
Brotas	0,001427		0,0004

Comparando o valor do quociente de risco calculado com o nível de preocupação (LOC), considerado como parâmetro de referência segundo o IBAMA e o EPA (tabela 23), podemos concluir que não há riscos inaceitáveis para glifosato, frente a bula mais crítica registrada, considerando as condições do cenário brasileiro desenvolvido e do EPA e os peixes nativos e exóticos levantados no presente trabalho.

Tabela 23: Nível crítico (LOC) para organismos aquáticos estabelecidos pela EPA e adotado pelo IBAMA.

Organismos Aquáticos		
Agudo	CAE/CL ₅₀ ou CAE/CE ₅₀	0,5

Fonte: IBAMA, 2012; EPA, 2017.

Desta forma, não são necessárias medidas adicionais de mitigação ou refinamentos.

Trabalhos divulgados na literatura e reportagens afirmam que formulações a base de glifosato são mais tóxicas que o próprio glifosato, porém, abordagens de risco não são levadas em conta neste tipo de comunicação (NODARI; HESS, 2020; TORRES, 2018; CABRAL, 2020). De acordo com as formulações avaliadas e os cenários de exposição considerados no presente trabalho, não foram identificados riscos inaceitáveis em peixes para formulações a base de glifosato.

Em 2019, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) publicou a proposta de decisão de revisão do registro de glifosato e concluiu que os benefícios superam os potenciais riscos ecológicos quando o glifosato é utilizado de acordo com as instruções do rótulo e bula. Vale ressaltar que nos EUA, para utilizações agrícolas, o glifosato é registrado com taxas máximas de aplicação única de 1,55 lb ae/A (1737 g i.a/ha) para aplicações aéreas e 3,75 lb ae/A (4203 g i.a/ha) para aplicações no solo, ou seja, doses maiores do que as registradas e praticadas no Brasil (item 5.1.2). De acordo com a avaliação de risco conduzida pelo EPA, os

riscos para peixes, invertebrados aquáticos e anfíbios de fase aquática não excederam o LOC de exposição para glifosato ingrediente ativo (RQ agudo $<0,01$ e RQ crônico $<0,12$). Os riscos foram também baixos para a exposição a formulações a base de glifosato (RQs agudo entre $<0,01$ e $<0,07$) (EPAb, 2019). Portanto, a agência EPA não identificou potenciais riscos de preocupações para peixes, invertebrados aquáticos e anfíbios de fase aquática (EPAb, 2020).

Os riscos agudos calculados no presente trabalho também ficaram abaixo de 0,01, abrangendo as espécies exóticas e nativas. O QR calculado para o cenário do EPA (0,0027) foi quase sete vezes maior que o QR para o cenário brasileiro (0,0004). Porém, apesar de os resultados quantitativos apresentarem diferenças de valores, o significado qualitativo foi de que o risco de glifosato frente a peixes pode ser considerado negligenciável, considerando os parâmetros e doses utilizadas.

Ainda em 2003, Solomon e Thompson (2003) já indicavam que o risco atribuído ao uso de glifosato para organismos aquáticos é negligenciável ou pequeno a taxas de aplicação inferiores a 4kg/ha e apenas ligeiramente maior com taxas de aplicação de 8 kg/ha.

Daouk et al, (2013) desenvolveram um trabalho para o qual um rio da Suíça foi monitorado com medições de cargas de glifosato e seu metabólito AMPA. Com base nas medições das concentrações de glifosato e em dados laboratoriais de toxicidade da literatura, foi calculado o risco ambiental. Desta forma, os autores concluíram que o risco associado as moléculas em questão para as espécies aquáticas foi considerado negligenciável.

É de grande importância o desenvolvimento de trabalhos que dissertem sobre avaliação de risco considerando organismos nativos e exposição frente a cenários brasileiros. Desta forma, o comunicação estará sendo feita não somente pela perspectiva de efeito, como também na de risco.

6. CONCLUSÕES

A análise comparativa entre a exposição aguda dos dois cenários para o cultivo de cana-de-açúcar demonstrou que a concentração de glifosato obtida para o cenário padrão EPA no estado de Louisiana, considerando a estação meteorológica de Lake Charles, é cerca de 6 vezes maior do que a concentração no cenário brasileiro desenvolvido para Brotas-SP. Além disso, conclui-se que o principal mecanismo de transporte no cenário do EPA é por erosão (77%) enquanto que no cenário brasileiro é por deriva (93,1%).

Como perspectivas de próximos passos, conclui-se que é de extrema importância o desenvolvimento de trabalhos voltados para a caracterização dos solos brasileiros de regiões representativas em relação a cada cultivo, bem como a obtenção dos fatores que compõe a equação universal de perda de solos (USLE). Desta forma, torna-se possível a construção de cenários brasileiros padronizados a serem disponibilizados à sociedade e implementados na avaliação de risco ambiental em organismos aquáticos no Brasil.

A curva de distribuição da sensibilidade das espécies, com base no conjunto de dados de toxicidade aguda de glifosato em espécies exóticas e nativas, demonstra que a espécie mais sensível é a *Hyphessobrycon eques*. A concentração de efeito de glifosato em 5% (HC5) das espécies, estimada pela SSD toolbox do EPA, é de 3,326 mg/L, indicando que testes de toxicidade aguda com glifosato que resultarem em DL_{50} acima deste valor estarão compreendidos na faixa de 95% de proteção das espécies e cobertos pela presente avaliação. Em resumo, a maior concentração das espécies nativas situa-se na parte inferior da SSD, a qual corresponde a seção de maior sensibilidade.

De acordo com as condições conduzidas no presente trabalho, a avaliação de risco de produtos a base de glifosato frente a peixes nativos e exóticos, não indicou riscos agudo inaceitáveis. O QR calculado para o cenário do EPA é pouco mais de 6 vezes maior que o QR para o cenário brasileiro. Apesar de os resultados quantitativos apresentarem diferenças de valores, o significado qualitativo é o mesmo.

Vale destacar que, ainda que o trabalho tenha abordado somente peixes, foram apresentados os processos e técnicas para que pesquisas de teor semelhante sejam replicadas para os demais níveis tróficos da comunidade aquática. Uma avaliação de risco englobando também os invertebrados aquáticos, algas e plantas aquáticas, traria um grande incremento a esta pesquisa do ponto de vista técnico. Por fim, espera-se que o presente trabalho encoraje a expansão deste tema na comunidade científica.

7. REFERÊNCIAS

AGENCE NATIONALE DE SÉCURITÉ SANITAIRE DE L'ALIMENTATION, DE L'ENVIRONNEMENT ET DU TRAVAIL - ANSES (2016). **Relatif à la saisine glyphosate n° 2015-SA-0093**. Disponível em:

<https://www.anses.fr/fr/system/files/SUBCHIM2015sa0093.pdf>. Acesso em: 25 set. 2020.

AGROFIT - SISTEMA DE AGROTÓXICOS FITOSSANITÁRIOS, 2019. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Disponível em:

http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons. Acesso em: 19/11/2019.

ANVISA - AGENCIA NACIONAL DE VIGILANCIA SANITÁRIA, 2019. **Índice Monográfico G01-Glifosato**. Disponível em:

<http://portal.anvisa.gov.br/documents/111215/117782/G01%2B%2BGlifosato.pdf/6a549ab8-990c-4c6b-b421-699e8f4b9ab4>. Acesso em: 13 fev. 2019.

ALBINATI, A. C. L. et al. Toxicidade aguda do herbicida roundup® para piauçu (*Leporinus macrocephalus*). **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, Salvador, v. 8, n. 3, p. 184-192, set. 2007. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/ri/bitstream/ri/1938/1/877-3465-2-PB.pdf>. Acesso em: 08 dez. 2019.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Curve Number da Base Hidrográfica Ottocodificada**. Filipe S Casulari Pinhati. 2018. Disponível em:

<https://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/metadata.show?id=580&currTab=simple>. Acesso em: 13 nov. 2019.

AMARANTE JUNIOR, O.P. et al. Glifosato: propriedades, toxicidade, usos e legislação. : propriedades, toxicidade, usos e legislação. **Química Nova**, São Paulo, v. 25, n. 4, p. 589-593, jul. 2002. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422002000400014>. Acesso em 20 set. 2020.

AMERICAN SUGAR CANE LEAGUE, Louisiana, 2020. Disponível em:

<https://www.amscl.org/industry-info/> Acesso em: 29/02/2020.

ANDRÉA, M.M. et al. Glyphosate: influência na bioatividade do solo e ação de minhocas sobre sua dissipação em terra agrícola. : influência na bioatividade do solo e ação de minhocas sobre sua dissipação em terra agrícola. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 22, n. 1, p. 95-100, mar. 2004. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-83582004000100012>.

Acesso em: 25 set. 2020.

ANJOS, I. A.; FIGUEIREDO, P. A. M. de. Aspectos fitotécnicos do plantio. In: DINARDOMIRANDA, L. L.; VASCONCELOS, A. C. M. de; LANDELL, M. G. de A. (Ed.). **Cana-de-açúcar**. Campinas, Instituto Agrônômico, 882p, 2010.

ANVISA- Agência Nacional de vigilância Sanitária. **NOTA TÉCNICA N° 23/2018/SEI/CREAV /GEMAR/GGTOX/DIRE3/ANVISA Processo n° 25351.056754/2013-17 Apresenta a Nota Técnica Preliminar sobre as conclusões da reavaliação do Glifosato com as respectivas recomendações e proposta de minuta de RDC a ser submetida à consulta pública** 2019. Disponível em :

<http://portal.anvisa.gov.br/documents/111215/117833/Nota+t%C3%A9cnica+23+de+2018+-+Glifosato/faac89d6-d8b6-4d8c-8460-90889819aaf7>. Acesso em 25 set. 2020.

ARANHA, R. C. **Potencial de toxicidade dos herbicidas glifosato e imazetapir em *Colossoma macropomum* (PISCES)**. 2013. 67f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA, Santarém, Pará, 2013.

ARAÚJO, A. S. F. et al. Avaliação da meia-vida do glifosato em dois tipos de solos. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 13, p. 157-164, jan. 2003. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/162012/1/2004SP-27-abakerli-Biodegradacao-6934.pdf>. Acesso em: 30 nov. 2020.

ARENA, M.; SGOLASTRA, F. A meta-analysis comparing the sensitivity of bees to pesticides. **Ecotoxicology**, v. 23, n. 3, p. 324-334, 2014. Disponível em: <file:///C:/Users/vieir/Downloads/ArenaandSgolastra2014.pdf>. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10646-014-1190-1>. Acesso em: 25 set. 2020.

ASSIS, P. C. O. et al. Resposta dos parâmetros tecnológicos da cana-de-açúcar a diferentes lâminas de irrigação e adubação. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, São Cristóvão, v.4, n.2, 2004. Disponível em: <http://joaotavio.com.br/bioterra/workspace/uploads/artigos/tecnocana-5156567ab43da.pdf>. Acesso em: 25 set. 2020.

AUSTRALIAN GOVERNMENT. Australian Pesticides and Veterinary Medicines Authority (2017). **Regulatory position: consideration of the evidence for a formal reconsideration of glyphosate**. Disponível em: https://apvma.gov.au/sites/default/files/publication/26561-glyphosate-final-regulatory-position-report-final_0.pdf. Acesso em 25 set. 2020.

BERTONI, J. ; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. Piracicaba: Livroceres, 1985. 368 p.

BESKOW, S.; MELLO, C. R.; NORTON, L. D.; CURI, N.; VIOLA, M. R.; AVANZI, J. C. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, 2009, Vol.79, pp. 49–59. Disponível em: <https://reader.elsevier.com/reader/sd/pii/S0341816209001088?token=3C833CBAA602D204C1697BC7CE04DF6A7F49A5719AA894381D96CD2210CB1581E934DFC17B8E6A3B3815613DF835C69B>. Doi:10.1016/j.catena.2009.05.010. Acesso em: 22 out. 2019.

CENTRO DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Conceitos Perigo x Risco**. São José dos Campos, setembro de 2012. Disponível em: [http://www.cvs.saude.sp.gov.br/up/7%20-%20Conceito%20Risco%20X%20Perigo%20-%20Neli%20Pieres%20Magnanelli%20\(DVST\).pdf](http://www.cvs.saude.sp.gov.br/up/7%20-%20Conceito%20Risco%20X%20Perigo%20-%20Neli%20Pieres%20Magnanelli%20(DVST).pdf). Acesso em: 18 nov. 2018.

BRASIL. Decreto nº 4074, de 4 de janeiro de 2002. Regulamenta a Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989, que 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. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, 2002. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4074.htm Acesso em: 20 nov. 2018.

BRASIL. INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 2, DE 9 DE FEVEREIRO DE 2017. Estabelecer 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. **Diário Oficial da União**, Brasília, 10 fev. 2017. Seção 1, p. 33. Disponível em: <http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?jornal=1&pagina=33&data=10/02/2017>. Acesso em: 05 nov. 2018.

BRASIL. Lei nº 7802, de 11 de julho de 1989. DOU, 12/07/1989. 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: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L7802.htm Acesso em: 05 nov. 2018.

BRASIL. Vigilância Ambiental em Saúde CONTROLE DE VETORES – procedimentos de segurança. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde, Brasília, novembro de 2001. Disponível em: http://bvsmis.saude.gov.br/bvs/publicacoes/funasa/controle_vetores.pdf. Acesso em: 20 nov. 2018.

BRUSICK, D. Et al. Genotoxicity Expert Panel review: weight of evidence evaluation of the genotoxicity of glyphosate, glyphosate-based formulations, and aminomethylphosphonic acid. **Critical Reviews in Toxicology**, v.46,p. 56-74, 2016. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/10408444.2016.1214680?needAccess=true>. doi: 10.1080/10408444.2016.1214680. Acesso: 06 dez. 2019.

BUENO, C. R. P. ; STEIN, D.P. Potencial natural e antrópico de erosão na região de Brotas, Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 26, no. 1, p. 1-5, 2004.

ECYCLE. Glifosato: herbicida muito utilizado pode causar doenças fatais, 2020. Disponível em: <https://www.ecycle.com.br/6070-glifosato.html>. Acesso em: 12/10/2020.

CÂMARA MUNICIPAL DA ESTÂNCIA TURÍSTICA DE BROTAS. Brotas, 2019. **História do Município**. Disponível em: <https://www.camarabrotas.sp.gov.br/?pag=T1RjPU9EZz1PVFU9T0dVPU9HST1PVEE9T0dFPU9HRT0=&idmenu=214>. Acesso em: 12 dez. 2019.

CARMO, D. L. ; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 1211-1220, 2012. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/rbcs/v36n4/15.pdf>. Acesso: 25 set. 2020.

CCOHS- Canadian Center for Occupational Health and Safety (Canadá). **Hazard and Risk**. 2016. Disponível em: https://www.ccohs.ca/oshanswers/hsprograms/hazard_risk.html . Acesso 15 nov 2018.

CEDERGREEN, N.; STREIBIG, J.C. The toxicity of herbicides to nontarget aquatic plants and algae: Assessment of predictive factors and hazard. **Pest Management Science**, v.61, p.1152-1160, 2005. DOI: 10.1002/ps.1117. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/ps.1117>. Acesso 25 set. 2020.

CEPEA, ESALQ, USP. PIB do Agronegócio Brasileiro, 2020. Disponível em: <https://www.cepea.esalq.usp.br/br/pib-do-agronegocio-brasileiro.aspx>. Acesso em: 17 set. 2020

CETESB- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade das Águas Superficiais**. Anexo A – Legislações 2013. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução N° 274 de 29 de Novembro 2000. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Anexo-A-Legisla%C3%A7%C3%B5es.pdf>. Acesso em : 10 out. 2020.

CURRIE, Z.; PROSSER, R. S.; RODRIGUEZ-GIL, J. L.; MAHON, K.; POIRIER, D.; SOLOMON, K. R. Toxicity of Cúspide 480SL spray mixture formulation of glyphosate to aquatic organisms. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Vol. 34, No. 5, pp. 1178–1184, 2015. DOI: 10.1002/etc.2913

DAOUK S. et al. Dynamics and environmental risk assessment of the herbicide glyphosate and its metabolite AMPA in a small vineyard river of the Lake Geneva catchment. **Environmental Toxicology Chemistry** , v. 32, p. 2035-2044, 2013.

DE BIASI, M. Carta de declividade de vertentes: confecção e utilização. **Geomorfologia**, São Paulo, v.21, p. 8- 13. 1977.

ECHA- European Chemical Agency. **CLH report proposal for harmonised classification and labelling based on regulation (EC) No 1272/2008 (CLP Regulation)**, Annex VI, Part 2 Substance Name: N-(phosphonomethyl)glycine; Glyphosate (ISO), 2016. Disponível em: https://echa.europa.eu/documents/10162/13626/clh_report_glyphosate_en.pdf. Acesso em: 25 set. 2020.

EFSA -EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY 2015. **Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance glyphosate**. EFSA Journal v. 13(11):4302, 107 p. doi:10.2903/j.efsa.2015.4302. Disponível em: <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2015.4302>. Acesso 25 set 2020.

EFSA PANEL ON PLANT PROTECTION PRODUCTS AND THEIR RESIDUES (PPR). Scientific Opinion on the state of the science on pesticide risk assessment for amphibians and repti. Efsa Journal, [s.l.], v. 16, n. 2, p. 1-301, fev. 2018. Wiley. <http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5125>.

EFSA - European Food Safety Authority. **Guidance on tiered risk assessment for edge-of-field surface waters**. Journal 2013;11(7):3290 Disponível em: <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2013.3290>. Acesso em: 10 out. 2020.

EMBRAPA SOLOS (Brasília - Df) (comp.). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília: Embrapa Solos, 2018. 356 p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/solos/sibcs>. Acesso em: 25 fev 2020.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA . Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **SISolo – Sistema de Informação de Solos Brasileiros**, Brasília, 2014. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-solucoes-tecnologicas/-/produto-servico/2274/sisolos---sistema-de-informacao-de-solos-brasileiros>>. Acesso em 23/09/2020.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (a), 2020. EPA **EcoBox Tools by Stressors**. Washington, DC , 2020. Disponível em: <https://www.epa.gov/ecobox/epa-ecobox-tools-stressors>. Acesso 01 mai. 2020.

EPA -ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA(b), 2020. **Interim Registration Review Decision Case Number 0178**. Washington, DC , 2020. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2020-01/documents/glyphosate-interim-reg-review-decision-case-num-0178.pdf> . Acesso 01 mai. 2020.

EPA- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA(c). **Models for Pesticide Risk Assessment**. Washington, DC , 2020. Disponível em: <https://www.epa.gov/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/models-pesticide-risk-assessment>. Acesso 25 jan. 2020.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (d). **ECOTOX Knowledgebase**. Washington, DC , 2020. Disponível em: <https://cfpub.epa.gov/ecotox/search.cfm>. Acesso em: 15 jan. 2020.

EPA -ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (e). **Meteorological Data - Weather Stations**. Washington, DC , 2020. Disponível em: <https://www.epa.gov/ceam/meteorological-data-weather-stations>. Acesso em :20 jan. 2020.

EPA- Environmental Protection Agency (EPA). **Glyphosate Proposed Interim Registration Review Decision Case Number 0178. 2019**. Washington, DC , 2019. Disponível em: [file:///C:/Users/s956134/OneDrive%20-%20Syngenta/Downloads/EPA-HQ-OPP-2009-0361-2344%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/s956134/OneDrive%20-%20Syngenta/Downloads/EPA-HQ-OPP-2009-0361-2344%20(1).pdf). Acesso em: 01 abr. 2019.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Guidelines for Ecological Risk Assessment**. Washington DC, 1998. Disponível em: https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-11/documents/eco_risk_assessment1998.pdf. Acesso em: 20 nov. 2018.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Framework for Ecological Risk Assessment**. Washington DC, 1992. Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency. EPA/630/R-92/001. Disponível em:<https://www.epa.gov/sites/production/files/201411/documents/framework_eco_assessment.pdf> Acesso em: 20 nov. 2018.

EXTRATO DO TERMO DE EXECUÇÃO DESCENTRALIZADA FDD Nº 44/2019. <https://www.jusbrasil.com.br/diarios/255898624/dou-secao-3-12-08-2019-pg-96> Página 96 da Seção 3 do Diário Oficial da União (DOU) de 12 de Agosto de 2019.

FARIAS, C. H. A. et al. Índices de crescimento da cana-de-açúcar irrigada e de sequeiro no Estado da Paraíba. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, p. 356-362, 2008. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v12n4/v12n04a04.pdf>. Acesso 06 set. 2020.

FILHO, P. B. S. da. **Efeitos do Roundup e do Thiodan em Adultos de *Astyanax bimaculatus* (CHARACIDAE: TELEOSTED): Valores de CL50 e Morfologia Testicular**. 2010. 105 p. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária) - Programa de Pós Graduação em Medicina Veterinária. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2010.

FINIZIO, A.; VIGHI, M. Predicted No Effect Concentration (PNEC): **Encyclopedia of Toxicology, Elsevier** , 2014. v. 3 . Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.00572-8> 1061. Acesso em: 16 out. 2020.

FAO - Food and Agriculture Organization. **Joint Fao/Who Meeting on Pesticide Residues**, World Health Organization, Geneva, 9–13 May 2016. Disponível em: <http://www.who.int/foodsafety/jmprsummary2016.pdf>. Acesso em: 16 dez. 2018.

FAO - Food and Agriculture Organization (2019). **New standards to curb the global spread of plant pests and diseases**. Disponível em: <<http://www.fao.org/news/story/en/item/1187738/icode/>>. Acesso em: 23/09/2020.

FAO - Food and Agriculture Organization (2016). Pesticide residues in food 2016. Special Session of the Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues. Geneva, Switzerland, 9–13 May 2016. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i5693e.pdf>. Acesso em: 25 set. 2020.

FOOD SAFETY COMMISSION OF JAPAN - FS. Glyphosate: Summary. Food Safety. 2016; 4 (3): 93–102. doi:10.14252/foodsafetyfscj.2016014s. Disponível em: https://www.jstage.jst.go.jp/article/foodsafetyfscj/4/3/4_2016014s/_pdf/-char/en . Acesso em 25/09/2020.

FROESE, R. ; D. PAULY. Editors. 2019.Fish Base. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, (12/2019). Disponível em: <https://www.fishbase.in/Summary/SpeciesSummary.php?id=46294&lang=portuguese>. Acesso em: 10 out. 2020.

FROESE, R. ; D. PAULY. Editors. 2019.FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, (12/2019). Disponível em: <https://www.fishbase.de/Summary/speciesSummary.php?id=271&lang=portuguese>. Acesso em: 10 out. 2020.

FROESE, R. AND D. PAULY. Editors. 2019.FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, (12/2019). Disponível em: <https://www.fishbase.de/summary/Phalloceros-caudimaculatus.html> . Acesso em: 10 out. 2020.

FROESE, R. AND D. PAULY. Editors. 2019.FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, (12/2019). Disponível em: <https://www.fishbase.se/summary/Salmo-trutta.html>. Acesso em: 08 out. 2020.

FUJIMOTO, R. Y. et al. First occurrence of *Quadrigrurus nickoli* (Acanthocephala) in the ornamental fish *Hypessobrycon eques*. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, Jaboticabal, v. 22, p. 110-113, 2013. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/rbpv/v22n1/0103-846X-rbpv-22-01-110.pdf>. Acesso em: 10 out. 2020.

GIAQUINTO, P. C. et al. Effects of Glyphosate-Based Herbicide Sub-Lethal Concentrations on Fish Feeding Behavior. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 98, n. 4, p. 460-464, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s00128-017-2037-2>. Acesso em: 25 set. 2020

GLOBAL BIODIVERSITY INFORMATION FACILITY – GBIF. Acesso livre e aberto a dados de biodiversidade. Disponível em: <https://www.gbif.org/pt/>. Acesso em: 27 out. 2020.

GOBIERNO DE MEXICO. **Dialogos Ambientales. La Semanart frente al glifosato.**

Disponível em: <https://www.gob.mx/semarnat%7Cdialogosambientales/articulos/la-semarnat-frente-aglifosato>. Acesso em: 08 out. 2020.

GOVERNO DO CANADÁ. **Decisão de Reavaliação RVD2017-01 Glyphosate** (2017).

Disponível em: http://publications.gc.ca/collections/collection_2017/sc-hc/H113-28/H113-28-2017-1-fra.pdf. Acesso em: 25/09/2020.

HAMON, W. R.. Estimating Potential Evapotranspiration. Proceedings of the American Society of Civil Engineers. **Journal of the Hydraulics Division**, v. 87, pg. 107-120, 1961.

HARTZLER, B. **Which glyphosate product is best?** . Iowa State University - Department of Agronomy, 2008. Disponível em:

<http://extension.agron.iastate.edu/weeds/mgmt/2001/glyphosateformulations03.htm>. Acesso em: 12 abr. 2018.

HOOVER, D. **The nerc MST radar facility at aberystwyth:** wind vector notation conventions, 2002. Disponível em: http://mst.nerc.ac.uk/wind_vect_conv.html. Acesso em: 25 nov. 2019.

IARC - **International Agency for Research on Cancer. Renewal assessment report : Glyphosate Addendum 1 to RAR.** Assessment of IARC Monographs Volume 112 (2015): Glyphosate, Germany. Disponível em:

https://gmwatch.org/files/Renewal_Assessment_Report_Glyphosate_Addendum1_RAR.pdf. Acesso em: 25 set. 2020.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Perfil ambiental GLIFOSATO (SAL DE ISOPROPILAMINA) 38641-94-0.** Brasília, 2019. Disponível em:

<http://ibama.gov.br/phocadownload/agrotoxicos/perfis-ambientais/2019/Perfil-Ambiental-Glifosato-Sal-de-Isopropilamina-16-01-2020.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2019.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Brasília. **Relatórios de Comercialização de Agrotóxicos.**

Disponível em: <http://ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos#sobreosrelatorios>. Acesso em: 23 fev. 2020.

IBAMA- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Planilha PPA**, Brasília, 2019. Disponível em:

<https://www.ibama.gov.br/avaliacao-e-destinacao/quimicos-e-biologicos/avaliacao-ambiental-para-registro-de-agrotoxicos-seus-componentes-e-afins-de-uso-agricola#ppa>. Acesso em 25 set. 2020.

IBAMA-INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. Portaria Conjunta nº1 de 29 de março de 2010. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 2010. Disponível em:< <http://www.ctpconsultoria.com.br/pdf/Portaria-Conjunta-001-de-08-04-2010.pdf>>. Acesso em: 28 abr. 2019.

IBAMA-INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Relatórios de comercialização de agrotóxicos.** Brasília, 2019. Disponível em:

<http://ibama.gov.br/phocadownload/qualidadeambiental/relatorios/2018/grafico%20-%20Consumo%20agrototoxicos%202000-2018.pdf>. Acesso em: 20 abr. 2020.

IBAMA- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Manual de Avaliação de Risco Ambiental de Agrotóxicos para Abelhas**. Brasília, 2017. Disponível em:

<http://www.ibama.gov.br/phocadownload/agrototoxicos/reavaliacao-ambiental/2017/2017-07-25-Manual-IBAMA-ARA-Abelhas-IN0217-WEB.pdf>. Acesso em: 20 mai. 2019.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Avaliação de risco ambiental de agrotóxicos no Ibama**.

Brasília, 2012. Disponível em:

http://www.ibama.gov.br/phocadownload/Qualidade_Ambiental/avaliacao_risco_ambiental_a_grotoxicos_ibama_2012.pdf. Acesso em: 20 nov. 2018.

IBAMA- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA Portaria Normativa nº 84, de 15/10/1996. **Diário Oficial da Republica Federaliva do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 1996. Disponível em: http://servicos.ibama.gov.br/ctf/manual/html/Portaria_84.pdf Acesso em: 20 nov. 2018.

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Área Territorial - 2018**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/estrutura-territorial/15761-areas-dos-municipios.html?=&t=o-que-e>. Acesso 14 abr. 2020.

INCA- INSTITUTO NACIONAL DE CÂNCER. **Agrotóxico**. Ministério da Saúde, Brasília, 2020. Disponível em: <https://www.inca.gov.br/exposicao-no-trabalho-e-no-ambiente/agrotoxicos>. Acesso em: 21 mar.2020.

INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET, 2019. **Dados meteorológicos**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Brasília, 2019. Disponível em:<http://www.inmet.gov.br/portal/>. Acesso em: 20 out. 2019.

INPE- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Perguntas Frequentes**. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações , Brasília, 2020. Disponível em:<<http://www.inpe.br/faq/index.php?pai=3>>. Acesso em: 12/10/2020.

KREUTZ, L. C. et al. Acute toxicity test of agricultural pesticides on silver catfish (*Rhamdia quelen*) fingerlings. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 4, p. 1050-1055, 2008. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/cr/v38n4/a22v38n4.pdf>. Acesso 08 dez. 2019.

LANGIANO, V. C.; MARTINEZ, C. B. R. Toxicity and effects of a glyphosate-based herbicide on the Neotropical fish *Prochilodus lineatus*. *Comparative Biochemistry And Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, [s.l.], v. 147, n. 2, p. 222-231, mar. 2008. **Elsevier BV**. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cbpc.2007.09.009>.

LEAL, D. P. V. **Evapotranspiração da cana-de-açúcar e fotossíntese acumulada em biomassa e energia, para diferentes variedades, disponibilidades hídricas no solo e ciclos de cultivos**. 2012. 138p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Sistemas Agrícolas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

LEVERONI, F. A.; CAFFETTI, J.D.; PASTORI, M.C. Genotoxic response of blood, gill and liver cells of *Piaractus mesopotamicus* after an acute exposure to a glyphosate-based herbicide. **Caryologia: International Journal of Cytology, Cytosystematics and Cytogenetics**, v. 70, n. 1, p. 21–28, 2016. Disponível em:

<https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/00087114.2016.1254454?needAccess=true>.
doi: <http://dx.doi.org/10.1080/00087114.2016.1254454> . Acesso em 08 dez. 2019.

LEWIS, K.A., TZILIVAKIS, J., WARNER, D. and GREEN, A. An international database for pesticide risk assessments and management. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 22(4), p. 1050-1064, 2016. DOI: 10.1080/10807039.2015.1133242

LIONÇO, E.; BRESSAN, J.; SILVA, C. M. da. Sistematização da Área para Implantação da Colheita Mecanizada da Cana-de-açúcar. **Campo Digit@I**, Campo Mourão, v.5, n.1, p.20-25, 2010. Disponível em:

<http://revista2.grupointegrado.br/revista/index.php/campodigital/article/view/727/346>. Acesso em: 08 dez. 2019.

MACHADO, E. C. **Um modelo matemático-fisiológico para simular o acúmulo de matéria-seca na cultura da cana-de-açúcar (*Saccharum spp.*)**. 1981. 115 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1981. Disponível em:

http://repositorio.unicamp.br/jspui/bitstream/REPOSIP/315126/1/Machado_EduardoCaruso_M.pdf. Acesso em: 08 set. 2020.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/seguranca-quimica/agrotoxicos> Acesso em 20 nov. 2018.

AQUAONLINE. Nalenvajko, S. *Carassius auratus* (Kinguio), 2020. Disponível em: <https://www.aquaonline.com.br/peixes/doce/outros/1586-carassius-auratus-kinguio>. Acesso em: 08/10/2020.

NODARI, R. O.; HESS, S. C. Campeão de vendas, cientificamente o glifosato é um agrotóxico perigoso. **Revista Eletrônica de Extensão**, Florianópolis, v. 17, n. 35, p. 02-18, 2020. Disponível em: <file:///C:/Users/vieir/Downloads/63232-Texto%20do%20Artigo-256471-1-10-20200417.pdf>. doi: 10.5007/1807-0221.2020v17n35p2. Acesso em: 08 nov. 2020.

NOVACANA. **O setor sucroenergético visto a partir de 12 mapas do IBGE**. 2020. Disponível em: <https://www.novacana.com/n/cana/safra/setor-sucroenergetico-12-mapas-ibge-240718>. Acesso em: 17 mar. 2020.

NUNES, L. R. **Toxicidade aguda e efeito subletal do Roundup Transbord nos testículos de mato grosso *Hyphessobrycon eques* (Steindachner, 1882) (Teleostei: Characidae)**. 2011. 50f. Dissertação (Pós Graduação em medicina veterinária). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, Minas Gerais.

OECD - Organisation for Economic Co-operation and Development . **Test Guideline nº. 203: Fish, Acute Toxicity Testing**. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. OECD, 2019 , 10p. Disponível em: <https://www.oecd-ilibrary.org/docserver/9789264069961en.pdf?expires=1577981499&id=id&accname=guest&checksum=574CD331229C33F3BB4374F4F5013243> . Acesso em: 03 nov. 2019.

OHASHI, A. Y. P. et al. Root growth and distribution in sugarcane cultivars fertigated by a subsurface drip system. **Bragantia**, Campinas, v. 74, n. 2, p. 131-138, 2015. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/brag/v74n2/0006-8705-brag-167844990295.pdf>. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4499.0295>. Acesso em 08 dez 2019.

OLIVEIRA, A. R. et al. Biometria de cultivares de cana-de-açúcar sob diferentes reposições hídricas no vale do submédio São Francisco. **Energia na Agricultura**, Botucatu, vol. 31, n.1, p.48-58, 2016. Disponível em: <file:///C:/Users/vieir/Downloads/1900-Texto%20do%20artigo-8478-1-10-20160605.pdf>. doi: <http://dx.doi.org/10.17224/EnergAgric.2016v31n1p48-58>. Acesso em 08 dez. 2019.

OLIVEIRA, C. M. et al. Crop losses and the economic impact of insect pests on Brazilian agriculture. **Crop Protection**, v.56 p. 50 -54, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S026121941300269X?via%3DiHub>. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2013.10.022>. Acesso em 08 set. 2020.

OLIVEIRA, M. W. et al. Decomposição e liberação de nutrientes da palhada de cana-de-açúcar em campo. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 34, n. 12, p. 2359-2362, 1999. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/pab/v34n12/6941.pdf>. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x1999001200024>. Acesso em: 08 set. 2020.

ONU- Organização das Nações Unidas. United Nations Economic Commission for Europe. 2009. Disponível em : http://www.unece.org/fileadmin/DAM/trans/danger/publi/ghs/ghs_rev03/English/01e_part1.pdf. Acesso em: 18 nov. 2018.

PAL KAUR GILL, J., SETHI, N., MOHAN, A., DATTA, S., GIRDHAR, M., Glyphosate toxicity for animals. Environmental Chemistry Letters (2018) 16:401–426. doi.org/10.1007/s10311-017-0689-0

PARK, J., KIM, S. D. Derivation of Predicted No Effect Concentrations (PNECs) for Heavy Metals in Freshwater Organisms in Korea Using Species Sensitivity Distributions (SSDs). **Minerals**, v.10, 697, 2020. Disponível em: <file:///C:/Users/vieir/Downloads/minerals-10-00697.pdf>. doi:10.3390/min10080697. Acesso em 12 set. 2020.

PEREIRA, E. A. O. et al. Adsorption of glyphosate on Brazilian subtropical soils rich in iron and aluminum oxides. **Journal of Environmental Science And Health, Part B**, v. 54, n. 11, p. 906-914, 2019. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/03601234.2019.1644947>.

PEREIRA, P. C. et al. Acute toxicity of herbicides and sensibility of aquatic plant *wolffia brasiliensis* as a bioindicator organism. **Planta Daninha**, Viçosa, 2019, Article ID v37:e019201636, 2019. Disponível em : <https://www.scielo.br/pdf/pd/v37/0100-8358-PD-37-e019201636.pdf>. doi: 10.1590/S0100-83582019370100092. Acesso em 12 out. 2020.

PPDB - Pesticide Properties DataBase, 2019. University of Hertfordshire. Disponível em: <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm> Acesso em: 22 out. 2019.

PREFEITURA MUNICIPAL DE BROTAS. Brotas, 2019. Disponível em: brotas.sp.gov.br Acesso em: 12 dez.2019.

PRESSE, F.. **Áustria é o primeiro país da UE a proibir o glifosato, principal agrotóxico utilizado na produção de soja**. G1 Globo. 2019. Disponível em: <https://g1.globo.com/economia/agronegocios/noticia/2019/07/02/austria-e-o-primeiro-pais-da-ue-a-proibir-o-glifosato-principal-agrotoxico-utilizado-na-producao-de-soja.ghtml>. Acesso em: 08 out. 2020.

PUBCHEM. **Compound Summary Glyphosate, 2020**. Disponível em: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Glyphosate#section=EPA-Ecotoxicity>. Acesso em: 19 jan. 2020.

ROSSETTO, R.; SANTIAGO, A. D. (Brasília). Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa. **Árvore do Conhecimento - Cana-de-açúcar**. 2020. Agência Embrapa de Informação Tecnológica. Disponível em: https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01_33_711200516717.html. Acesso em: 12 jan. 2020.

RAMÍREZ-DUARTE, W.F.; RONDÓN-BARRAGÁN, I. S.; and Pedro R. ESLAVA-MOCHA, P. R. Acute toxicity and histopathological alterations of Roundup® herbicide on “cachama blanca” (*Piaractus brachypomus*). **Pesquisa Veterinária Brasileira**, v. 28, n. 11, p. 547-554, 2008. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/pvb/v28n11/v28n11a02.pdf>. Acesso em: 12 dez. 2019.

REBELO, M. R. **Desenvolvimento de uma plataforma de dados para avaliação de risco ambiental a agrotóxicos no Brasil usando o pesticide root zone model (PRZM)**. 2013. 124 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Farmacêuticas) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Farmacêuticas da Faculdade de Ciências da Saúde, Universidade de Brasília, 2013.

RENO, U., GUTIERREZ, M.F., LONGO, M. et al. Microcrustaceans: biological models to evaluate a remediation process of glyphosate-based formulations. **Water Air Soil Pollut** 226, 349, 2015. doi: <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2616-y>.

RODRIGUES, B. N.; ALMEIDA, F. S. **Guia de herbicidas**. 5.ed. Londrina: Edição dos Autores, 2005. 592 p.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo. Instituto de Economia Agrícola. Coordenadoria de Desenvolvimento Rural Sustentável. **Projeto LUPA [2016/2017]: Censo Agropecuário do Estado de São Paulo**. São Paulo: SAA: IEA: CDRS, [2019]. Disponível em: <https://www.cdrs.sp.gov.br/projetolupa/comocitarfontelupa.php>. Acesso em 06 dez 2020.

SHIOGIRI, N. S. et al. Acute exposure of a glyphosate-based herbicide affects the gills and liver of the Neotropical fish, *Piaractus mesopotamicus*. **Environmental Toxicology And Pharmacology**, v. 34, p. 388-396, 2012. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.etap.2012.05.007>. Acesso em 01 set. 2020.

SIDRA- SISTEMA IBGE DE RECUPERAÇÃO AUTOMÁTICA. **Tabela 1612 - Área plantada, área colhida, quantidade produzida, rendimento médio e valor da produção das lavouras temporárias**. 2018. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1612#resultado>. Acesso em: 15 fev. 2020.

SIKORSKI, L. et al. The effects of glyphosate-based herbicide formulations on *Lemna minor*, a non-target species. **Aquatic Toxicology**, v. 209, p. 70–80, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.01.021>.

SILVA, A. F.; CRUZ, C.; NETO, A.N.; PITELLI, R.A. Ecotoxicidade de herbicidas para a macrofita aquática (*Azolla Caroliniana*). **Planta Daninha**, Viçosa v. 30, p.541-546, 2012. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/pd/v30n3/09.pdf>. Acesso em 01 nov. 2019 .

SILVA, E. T. L. et al. Concentração letal do glifosato para juvenis de Curimatã-Pacu. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 42, p. 759-764, 2016. Doi: <http://dx.doi.org/10.20950/1678-2305.2016v42n4p759>.

SOBRERO, M.C.; RIMOLDI, F.; RONC, A.E. Effects of the glyphosate active ingredient and a formulation on *Lemna gibba* L. at different exposure levels and assessment end-points. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v.79, p.537-543, 2007. Doi: 10.1007/s00128-007-9277-5.

SOLOMON, K.; THOMPSON, D. Ecological risk assessment for aquatic organisms from over-water uses of glyphosate. **Journal Toxicology Environmental Health**, v.6, p. 289-324, 2003. Doi: <https://doi.org/10.1080/10937400306468>

SOUZA, T. C. **Toxicidade aguda de agrotóxicos e Curva de Sensibilidade de Espécies para peixes amazônicos**. 2014. 65 p. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade da Amazônia) - Programa de Pós-graduação em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia – PPG/CASA. Manaus-AM, 2014.

SUÁREZ, L. A. PRZM-3, A Model for Predicting Pesticide and Nitrogen Fate in the Crop Root and Unsaturated Soil Zones: Users Manual for Release 3.12.2. National Exposure Research Laboratory1 U.S. Environmental Protection Agency. September, 2005.

TEIXEIRA, E. N. et al. Interceptação de água pelo dossel da cana-de-açúcar. **Irriga**, Botucatu, v. 17, n. 1, p. 71-84, 2012. doi: <https://doi.org/10.15809/irriga.2012v17n1p71>. Disponível em: <file:///C:/Users/vieir/Downloads/388-Texto%20do%20artigo-906-1-10-20120416.pdf>. Acesso em: 01 nov.2019.

TEIXEIRA, J. M. S. et al. Acute toxicity and effects of Roundup Original® on pintado da Amazônia. **Environmental Science and Pollution Research**. v.25, p.25383–25389, 2018. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2630-x>.

TIME AND DATE. **Climate & Weather Averages in Lake Charles, Louisiana, USA**. 2020. Disponível em: <https://www.timeanddate.com/weather/usa/lake-charles/climate> Acesso em: 20 jan. 2020.

TONI, L R. M.; SANTANA, H.; ZAIA, D.A. M. Adsorção de glifosato sobre solos e minerais. **Química Nova**, v. 29, p. 829-833, 2006.doi: <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422006000400034>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422006000400034. Acesso em: 13 abr. 2018.

TORRES, R. **Agrotóxico faz mais mal do que se pensava**. Outrasauade, 2018. Disponível em: <https://outraspalavras.net/outrasauade/agrotoxico-faz-mais-mal-do-que-se-pensava/>. Acesso em: 12 out. 2020.

TSUI, M. T. K.; CHU, L. M. Aquatic toxicity of glyphosate-based formulations: comparison between different organisms and the effects of environmental factors. : comparison between

different organisms and the effects of environmental factors. **Chemosphere**, v. 52, p. 1189-1197, 2003. Doi: [http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535\(03\)00306-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535(03)00306-0).

UNITED STATES CENSUS BUREAU - DCEU, 2020. Disponível em: https://factfinder.census.gov/faces/tableservices/jsf/pages/productview.xhtml?pid=DEC_10_SF1_GCTPH1.ST10&prodType=table Acesso em: 13 jan. 2020.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. (1978). Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. **Supersedes Agriculture Handbook** n 282. Science and Education Administration, United States Department of Agriculture.

WOLFF, L. L. et al. Population structure of *Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868) (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) collected in a brook in Guarapuava, PR. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v.50, n.3, 2007.. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1516-89132007000300008. doi :<http://dx.doi.org/10.1590/S1516-89132007000300008>. Acesso em: 12 out.2020.

WOOD, A.W. Management of crop residues following green harvesting of sugarcane in North Queensland. **Soil and Tillage Research**, Netherlands, v. 20, n. 1, p. 69-85, 1991.

YOUNG, D. F.; FRY, M.M. PRZM5 A Model for Predicting Pesticides in Runoff, Erosion, and Leachate Revision A USEPA/OPP 734S16001. Washington: U.S. Environmental Protection Agency, 2016. 63 p.

YOUNG, D. F. 2016. **The Variable Volume Water Model**. Revision A. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pesticide Programs. USEPA/OPP 734S16002.

YOUNG, D. F. **Pesticide Water Calculator Help Manual** (Version 1.8+). Revision Date: Mar 6, 2020. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC.

YOUNG, D. F. U.S. Environmental Protection Agency Model for Estimating Pesticides in Surface Water. In GOH, K. S. et al. **Pesticide in Surface Water: Monitoring, Modeling, Risk Assessment and Management**. Washington, DC : ACS Symposium Series; American Chemical Society , 2019. Chapter 16, p. 319-331. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/bk-2019-1308.ch016>. doi: 10.1021/bk-2019-1308.ch016. Acesso em 12 dez. 2019.

Apêndice 1 – Captura de tela das abas *land*, *crop* e *runoff* da ferramenta PWC para o cenário padrão EPA do estado de Louisiana – EUA.

Land

Pesticide Water Calculator (PWC), Version 2

File Scenario Help

Chemical Applications **Land** Crop Runoff Watershed Batch Runs More Options Out: Pond Out: Reservoir Out: Custom Out:GW Advanced

Scenario ID: LA sugarcaneSTD

Weather File: C:\[redacted]PWC\Cenario Louisiana\w03937.

Use Weather Directory Weather File Directory

Hydro Factors

0.75 PET Adjustment Factor

0 Snowmelt Factor (cm/°C/day)

25 Minimum Evaporation Depth (cm)

Scenario Latitude (°N) 40

Boundary Layer Thickness for Volatilization (cm) 5.0

Irrigation

None Over Canopy Under Canopy

Extra Water Fraction

Allowed Depletion

Max Rate (cm/day)

Soil Irrigation Depth

Root Zone User Specified (cm)

Soil Layers

Number of Horizons: 3 Update Horizons

Thick (cm)	ρ (g/cm³)	Max. Cap.	Min. Cap.	OC (%)	N
10	1.65	0.323	0.113	2.32	100
16	1.65	0.323	0.113	2.32	4
76	1.65	0.313	0.113	0.174	38

Simulate Temperature

Crop

Pesticide Water Calculator (PWC), Version 2

File Scenario Help

Chemical Applications Land **Crop** Runoff Watershed Batch Runs More Options Out: Pond Out: Reservoir Out: Custom Out:GW Advanced

Simple Crop Schedule More Complex Crop Schedules

Crop Cycles < 1 year

Crop Cycles Per Year: 1 Update

Emerge Day Mon		Mature Day Mon		Removal Day Mon		Root Depth (cm)	Canopy			Post-Removal Foliage			Planting Periodicity (years)	Lag From Start (years)
Surface Applied	Removed	Left on Plant	Cover (%)	Height (cm)	Holdup (cm)									
<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	100	300	0.1	100	100	300	0.1	<input checked="" type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	1	0

Runoff

PWC Pesticide Water Calculator (PWC), Version 2

— □

File Scenario Help

Chemical Applications Land Crop Runoff Watershed Batch Runs More Options Out: Pond Out: Reservoir Out: Custom Out:GW Advanced

No. of Time-Varying Factors:

Specify year

	Day	Mon	CN	USLE-C	N
1	1	1	87	.251	.014
2	16	1	87	.271	.014
3	1	2	87	.291	.014
4	16	2	87	.312	.014
5	1	3	87	.336	.014
6	16	3	87	.366	.014
7	1	4	87	.396	.014
8	16	4	87	.632	.014
9	25	4	87	.688	.014
10	1	5	87	.733	.014
11	16	5	87	.736	.014
12	1	6	87	.717	.014
13	16	6	87	.700	.014
14	1	7	87	.677	.014
15	16	7	87	.651	.014
16	1	8	87	.651	.014
17	16	8	87	.671	.014
18	1	9	87	.689	.014
19	16	9	87	.707	.014

Use Lag Method for Tc

0.43 USLE K
 0.4 USLE LS
 1 USLE P
 4 IREG
 2.75 Slope (%)

PRZM5 Runoff & Erosion Extraction

Distribution of Runoff in Surface		Distribution of Eroded Solids	
R-Depth (cm)	<input type="text" value="2.0"/>	E-Depth (cm)	<input type="text" value="0.1"/>
R-Divide (1/cm)	<input type="text" value="1.55"/>	E-Divide (1/cm)	<input type="text" value="0"/>
Efficiency	<input type="text" value="0.266"/>	Efficiency	<input type="text" value="1.0"/>

Apêndice 2 – Dados e referências de toxicidade aguda de glifosato em peixes exóticos extraídas do ECOTOX Knowledgebase (EPA).

Genero	Espécie	Valor	Unidade	Endpoint	Exposição	Meio	Autor	Ano publicação
Oncorhynchus	mykiss	1,3	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	1,4	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	1,4	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	1,6	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Lepomis	macrochirus	1,8	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Pimephales	promelas	2,3	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Lepomis	macrochirus	2,4	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Lepomis	macrochirus	2,4	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Pimephales	promelas	2,4	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Lepomis	macrochirus	2,4	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	2,4	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	2,4	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	2,4	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Pimephales	promelas	2,9	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986

Genero	Espécie	Valor toxicidade	Unidade	Endpoint	Exposição	Meio	Autor	Ano publicação
Jordanela	floridae	2,94	Al mg/L	LC20/	Renewal	Fresh water	Holdway,D.A., and D.G.	1988
Ictalurus	punctatus	3,3	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R.	1986
Oncorhynchus	mykiss	3,4	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R.	1986
Ictalurus	punctatus	3,7	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R.	1986
Lepomis	macrochirus	3,9	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R.	1986
Lepomis	macrochirus	4	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R.	1986
Lepomis	macrochirus	4	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R.	1986
Lepomis	macrochirus	4	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R.	1986
Pimephales	promelas	4,1	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R.	1986
Lepomis	macrochirus	4,2	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R.	1986
Lepomis	macrochirus	4,3	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R.	1986
Ictalurus	punctatus	4,3	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R.	1986
Pimephales	promelas	4,3	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R.	1986
Lepomis	macrochirus	4,3	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R.	1986

Genero	Espécie	Valor toxicidade	Unidade	Endpoint	Exposição	Meio	Autor	Ano publicação
Ictalurus	punctatus	4,3	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Ictalurus	punctatus	4,4	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Ictalurus	punctatus	4,4	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Pimephales	promelas	4,8	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Lepomis	macrochirus	5	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	5,2	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Salmo	trutta	5,4	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Aanes,K.J.	1992
Lepomis	macrochirus	5,5	Al mg/L	LC50	Flow-through	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Lepomis	macrochirus	5,6	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Lepomis	macrochirus	5,6	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Lepomis	macrochirus	6	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Lepomis	macrochirus	6,2	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Pimephales	promelas	6,4	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Lepomis	macrochirus	6,4	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986

Genero	Espécie	Valor toxicidade	Unidade	Endpoint	Exposição	Meio	Autor	Ano publicação
Lepomis	macrochirus	8	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	8,3	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	8,3	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	9	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Lepomis	macrochirus	9,6	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	10	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Cyprinus	carpio	11	Al mg/L	LC50	Not reported	Fresh water	Sun,F.	1987
Oncorhynchus	mykiss	11	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	11	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	mykiss	11	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	mykiss	12	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Cyprinus	carpio	12,8	Al mg/L	LC50	Not reported	Fresh water	Li,G.C., and C.Y. Chen	1981
Ictalurus	punctatus	13	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Ictalurus	punctatus	13	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986

Genero	Espécie	Valor toxicidade	Unidade	Endpoint	Exposição	Meio	Autor	Ano publicação
Cyprinus	carpio	13	Al mg/L	LC50	Not reported	Fresh water	Sun, F.	1987
Oncorhynchus	mykiss	14	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	14	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	14	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	14	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	14	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	14	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	14	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	tshawytscha	19	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	mykiss	19	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	21	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Danio	rerio	21,97	Al mg/L	LC10	Aquatic - not reported	Fresh water	Lee, H.C., P.N. Lu, H.L. Huang, C. Chu, H.P. Li, and H.J. Tsai	2014
Oncorhynchus	tshawytscha	22	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	tshawytscha	22	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989

Genero	Espécie	Valor toxicidade	Unidade	Endpoint	Exposição	Meio	Autor	Ano publicação
Oncorhyn	mykiss	22	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhyn	mykiss	22	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhyn	tshawytscha	24	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhyn	mykiss	26	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhyn	kisutch	27	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhyn	kisutch	27	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhyn	kisutch	27	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Danio	rerio	27,05	Al mg/L	LC50	Aquatic - not reported	Fresh water	Lee,H.C., P.N. Lu, H.L. Huang, C. Chu, H.P. Li,	2014
Jordanella	floridae	29,6	Al mg/L	LC20/	Renewal	Fresh water	Holdway,D.A., and D.G. Dixon	1988
Oncorhyn	tshawytscha	30	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhyn	tshawytscha	30	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhyn	tshawytscha	30	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhyn	mykiss	32	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Danio	rerio	33,81	Al mg/L	LC90	Aquatic - not reported	Fresh water	Lee,H.C., P.N. Lu, H.L. Huang, C. Chu, H.P. Li,	2014

Genero	Espécie	Valor toxicidade	Unidade	Endpoint	Exposição	Meio	Autor	Ano publicação
Oncorhynchus	kisutch	36	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	kisutch	36	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	kisutch	37	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Ictalurus	punctatus	43	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	kisutch	44	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Lepomis	macrochirus	45	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	U.S. Environmental Protection Agency	1992
Danio	rerio	53,75	Al mg/L	LC50	Renewal	Fresh water	Pereira,A.G., M.L. Jaramillo, A.P. Remor, A. Latini, C.E. Davico, M.L. Da Silva, Y.M.R. Muller, D. Ammar, and	2018
Oncorhynchus	tshawytscha	55	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	kisutch	55	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Pimephales	promelas	67,9	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	U.S. Environmental Protection Agency	1992
Oncorhynchus	mykiss	77,6	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	U.S. Environmental Protection Agency	1992
Oncorhynchus	mykiss	93	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Pimephales	promelas	97	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986

Genero	Espécie	Valor toxicidade	Unidade	Endpoint	Exposição	Meio	Autor	Ano publicação
Pimephales	promelas	97	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	99	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	tshawytscha	102	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	tshawytscha	102	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	mykiss	103	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	mykiss	107	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	mykiss	107	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	tshawytscha	108	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	tshawytscha	108	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	tshawytscha	108	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	mykiss	108	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	mykiss	108	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	tshawytscha	109	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	kisutch	111	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989

Genero	Espécie	Valor toxicidade	Unidade	Endpoint	Exposição	Meio	Autor	Ano publicação
Oncorhynchus	kisutch	112	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Cyprinus	carpio	115	Al mg/L	LC50	Not reported	Fresh water	Li,G.C., and C.Y. Chen	1981
Oncorhynchus	kisutch	115	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	mykiss	115	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	kisutch	117	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	kisutch	121	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	kisutch	122	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	tshawytscha	128	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Ictalurus	punctatus	130	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Eilersieck	1986
Ictalurus	punctatus	130	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Eilersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	130	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Eilersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	130	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Eilersieck	1986
Oncorhynchus	kisutch	132	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	mykiss	134	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	U.S. Environmental Protection Agency	1992

Genero	Espécie	Valor toxicidade	Unidade	Endpoint	Exposição	Meio	Autor	Ano publicação
Lepomis	macrochirus	135	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Lepomis	macrochirus	140	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	140	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Lepomis	macrochirus	150	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Oncorhynchus	kisutch	153	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	tshawytscha	157	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oryzias	latipes	160	Al mg/L	LC50	Aquatic - not reported	Fresh water	Uchida,M., S. Takumi, K. Tachikawa, R. Yamauchi, Y. Goto, H. Matsusaki, H. Nakamura, Y. Kagami, T. Kusano, and K.	2012
Poecilia	reticulata	164,3	Al mg/L	LC96	Static	Fresh water	Antunes,A.M., T.L. Rocha, F.S. Pires, M.A. De Freitas, V.R.M.C. Leite, S. Arana, P.C. Moreira, and S.M.T. Saboia-Morais	2017
Oncorhynchus	kisutch	174	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Poecilia	reticulata	180	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Antunes,A.M., T.L. Rocha, F.S. Pires, M.A. De Freitas, V.R.M.C. Leite, S. Arana, P.C. Moreira, and S.M.T. Saboia-Morais	2017
Oncorhynchus	kisutch	182	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Lepomis	macrochirus	183,7	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	U.S. Environmental Protection Agency	1992
Oncorhynchus	mykiss	197	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan,W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989

Genero	Espécie	Valor toxicidade	Unidade	Endpoint	Exposição	Meio	Autor	Ano publicação
Oncorhynchus	kisutch	205	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	kisutch	210	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	tshawytscha	211	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	tshawytscha	211	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Lepomis	macrochirus	220	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Eilersieck	1986
Oncorhynchus	tshawytscha	220	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	tshawytscha	220	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	mykiss	220	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	mykiss	220	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Oncorhynchus	mykiss	220	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Wan, W.T., R.G. Watts, and D.J. Moul	1989
Lepomis	macrochirus	230	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Eilersieck	1986
Lepomis	macrochirus	240	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Eilersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	240	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Eilersieck	1986
Oncorhynchus	mykiss	240	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer, F.L., Jr., and M.R. Eilersieck	1986

Genero	Espécie	Valor toxicidade	Unidade	Endpoint	Exposição	Meio	Autor	Ano publicação
Oncorhynchus	mykiss	240	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Mayer,F.,L.,Jr., and M.R. Ellersieck	1986
Cyprinus	carpio	520,77	Al mg/L	LC50	Renewal	Fresh water	Ma,J., Y. Feng, W. Xie, L. Yang, and X. Li	2015
Cyprinus	carpio	520,77	Al mg/L	LC50	Renewal	Fresh water	Ma,J., and X. Li	2015
Cyprinus	carpio	620	Al mg/L	LC50	Renewal	Fresh water	Neskovic,N.K., V. Poleksic, I. Elezovic, V. Karan, and M. Budimir	1996
Cyprinus	carpio	645	Al mg/L	LC50	Renewal	Fresh water	Neskovic,N.K., V. Poleksic, I. Elezovic, V. Karan, and M. Budimir	1996
Oncorhynchus	mykiss	824	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	U.S. Environmental Protection Agency	1992
Carassius	auratus	4183,62	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Anton,F,A., E. Laborda, and M. De Ariz	1994
Oncorhynchus	mykiss	4290,8	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Anton,F,A., E. Laborda, and M. De Ariz	1994
Carassius	auratus	9217	Al mg/L	LC50	Static	Fresh water	Anton,F,A., E. Laborda, and M. De Ariz	1994