



ISSN: 2447-3359

REVISTA DE GEOCIÊNCIAS DO NORDESTE

Northeast Geosciences Journal

v. 10, n° 2 (2024)

<https://doi.org/10.21680/2447-3359.2024v10n2ID36743>



Contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos utilizados em commodities: avaliação por modelos de simulação

Contamination of water resources by pesticides used in commodities: assessment through simulation models

Joseph Simões Ribeiro¹; Suellen Caroline Barbosa Neves²; Lizandra Ferreira Lameira³; Milene Karoline da Silva Galúcio⁴; Ygor Yuri Pereira da Silva⁵; Elcilene Mateus da Cruz⁶; Ruy Bessa Lopes⁷

¹ Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Tapajós/PPGSND, Santarém/PA, Brasil. Email: josephribeiro_@hotmail.com

ORCID: <https://orcid.org/https://orcid.org/0000-0001-9715-816X>

² Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Tapajós/PPG Biociências, Santarém/PA, Brasil. Email: scambiente@hotmail.com

ORCID: <https://orcid.org/https://orcid.org/0000-0002-0221-6855>

³ Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Tapajós/ICTA, Santarém/PA, Brasil. Email: lizandraferreirlameir@hotmail.com

ORCID: <https://orcid.org/https://orcid.org/0000-0002-7442-5824>

⁴ Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Tapajós/ICTA, Santarém/PA, Brasil. Email: milenekarol@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/https://orcid.org/0009-0007-5484-1795>

⁵ Secretaria de Estado de Saúde Pública do Pará, 7°CRS/VISAMB, Belém/PA, Brasil. Email: yurisilvaa@hotmail.com

ORCID: <https://orcid.org/https://orcid.org/0009-0003-1658-3079>

⁶ Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Rondon, PROFMAT, Santarém/Pará, Brasil. Email: elcy.mta@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/https://orcid.org/0009-0006-0308-5857>

⁷ Universidade Federal do Oeste do Pará, Campus Tapajós/ICTA, Santarém/PA, Brasil. Email: ruybessa@yahoo.com.br

ORCID: <https://orcid.org/https://orcid.org/0000-0002-4806-8835>

Resumo: O objetivo deste estudo foi avaliar os impactos dos principais agrotóxicos utilizados em monocultivos na Bacia do Rio Curuá-Una, por meio de modelos matemáticos, identificando as áreas mais suscetíveis à contaminação. Foram selecionados cinco agrotóxicos: Glifosato, Cipermetrina, Teflubenzuron, Clorpirifos e Metomil. Os modelos aplicados foram o Índice de GUS, LEACH, SCI-GROW e o Parâmetro de Curve Number, este último visando avaliar o risco em cada área. Os resultados indicaram que Glifosato e Metomil apresentam maior potencial de contaminação de recursos hídricos superficiais e subterrâneos, enquanto Cipermetrina, Teflubenzuron e Clorpirifos mostraram baixa mobilidade e menor risco para os aquíferos. Glifosato e Clorpirifos apresentaram concentrações de resíduos de 117 e 0,109 µg/L em águas subterrâneas, respectivamente. O índice LEACH indicou alto risco de contaminação de águas superficiais para Glifosato e Teflubenzuron. Com base no Parâmetro de Curve Number, 97% da área da bacia é suscetível à contaminação do lençol freático por Glifosato e Metomil, enquanto apenas 3% apresenta risco de contaminação de águas superficiais. Esses dados são fundamentais para o planejamento de programas de monitoramento de recursos hídricos e avaliação de impactos ambientais, fornecendo uma ferramenta eficiente e econômica.

Palavras-chave: Pesticidas; Modelos matemáticos; Contaminação hídrica.

Abstract: The aim of this study was to assess the impacts of the main pesticides used in monocultures in the Curuá-Una River Basin, using mathematical models, identifying the areas most susceptible to contamination. Five pesticides were selected: Glyphosate, Cypermethrin, Teflubenzuron, Chlorpyrifos and Methomyl. The models applied were the GUS Index, LEACH, SCI-GROW and the Curve Number Parameter, the latter aimed at assessing the risk in each area. The results indicated that Glyphosate and Methomyl have the greatest potential to contaminate surface and groundwater resources, while Cypermethrin, Teflubenzuron and Chlorpyrifos showed low mobility and lower risk to aquifers. Glyphosate and Chlorpyrifos showed residue concentrations of 117 and 0.109 µg/L in groundwater, respectively. The LEACH index indicated a high risk of surface water contamination for Glyphosate and Teflubenzuron. Based on the Curve Number Parameter, 97% of the basin area is susceptible to groundwater contamination by Glyphosate and Methomyl, while only 3% is at risk of surface water contamination. This data is fundamental for planning water resource monitoring programs and assessing environmental impacts, providing an efficient and cost-effective tool.

Keywords: Pesticides; Mathematical models; Water contamination.

Recebido: 24/06/2024; Aceito: 26/08/2024; Publicado: 28/11/2024.

1. Introdução

Atualmente, a agricultura é o setor de destaque da economia brasileira e utiliza grandes quantidades de insumos, como os agrotóxicos, no combate às pragas das colheitas (IASCO-PEREIRA; LIBÂNIO, 2023). Desde 2008, o Brasil ocupa o lugar de maior consumidor de agrotóxicos do mundo, sendo que os principais produtos usados comercialmente nas lavouras pertencem às classes de inseticidas e herbicidas (BOMBARDI, 2017; LONDRES, 2012).

No Estado do Pará, mais precisamente na Região Oeste, nos últimos 10 anos, as atividades agrícolas têm avançado consideravelmente, principalmente em três cidades: Santarém, Belterra e Mojuí dos Campos. Essas cidades produzem 11% da soja do Estado, o que tem resultado em um aumento no uso de agrotóxicos nas lavouras (RIBEIRO, 2017). O uso intensivo desses compostos pode acarretar a contaminação dos recursos hídricos e possíveis danos à saúde pública. Estima-se que apenas um terço do agrotóxico aplicado atinja a população-alvo, enquanto o restante é dispersado nos compartimentos ambientais, como água e sedimento, independentemente da forma de aplicação (CHAIM *et al.*, 1999; LOURENCETTI *et al.*, 2005; RIBEIRO *et al.*, 2007).

No Estado do Pará, esse problema atualmente afeta a Região Oeste, principalmente os municípios de Santarém, Belterra e Mojuí dos Campos, que se destacaram devido ao avanço da fronteira agrícola no final da década de 1990 e início dos anos 2000 (RIBEIRO, 2021). O intenso processo de ocupação do espaço, baseado na agricultura mecanizada de grãos, principalmente soja e milho, é a principal atividade responsável por essa expansão (SOUZAS; ROULET; LUCOTTE, 2000).

O problema se agrava ainda mais devido ao fato de os municípios estarem localizados em uma área com muitos recursos hídricos superficiais e uma rede hidrográfica extensa, dividida em seis bacias: do Rio Amazonas, do Rio Tapajós, do Rio Arapiuns, dos Rios Moju, Mojuí e Curuá-Una, além de uma grande quantidade de bacias de drenagem em todo o entorno, demonstrando a riqueza da região em recursos hídricos.

Além disso, a região está situada sobre um dos maiores aquíferos do mundo. De acordo com Nascimento-Gaya (2022), o Aquífero Alter do Chão ocupa uma área de 437,5 mil km². Este aquífero caracteriza-se como misto, com uma parte superior livre, entre 20 e 50 metros de profundidade, e uma parte inferior confinada a 430 metros (PENA, 2015), com rochas do tipo sedimentar, como argilito e arenito, que favorecem a movimentação dos pesticidas no solo.

Para avaliar preliminarmente essas possíveis contaminações, podem-se utilizar modelos de predição simplificados como *Groundwater Ubiquity – GUS* (WAUCHOPE *et al.*, 1992), LEACH (BATCHELOR, 1990; PAPA *et al.*, 2004) e *Screening Concentration In GROundWater - SCI-GROW* (USEPA, 2003).

Esses modelos matemáticos utilizam como base as propriedades físico-químicas das moléculas para prever sua mobilidade, potencial de contaminação e concentração nas águas subterrâneas e superficiais (JUNG *et al.*, 2024). São ferramentas complementares na avaliação ambiental, sendo economicamente viáveis para a investigação preliminar do potencial de contaminação dos recursos hídricos, uma vez que a quantificação desses compostos envolve métodos analíticos complexos e caros.

O objetivo principal deste estudo foi a investigação preliminar do potencial de contaminação dos recursos hídricos pelos cinco agrotóxicos mais utilizados na cultura da soja em três municípios do Oeste paraense, buscando apontar seus riscos potenciais para cada área.

2. Metodologia

2.1 Área de estudo

A área de estudo situa-se na Região Oeste do Estado do Pará, sendo composta por três cidades, Belterra, Mojuí dos Campos e Santarém localizadas na região Oeste do Pará, possuem juntos uma área de 27.285,043 km² a qual faz limite com os municípios de Medicilândia, Aveiro, Placas, Uruará, Jurutí, Prainha, Monte Alegre, Alenquer Curuá e Óbidos (Figura 1) (IBGE, 2023). Os municípios da área de estudo são banhados pelo Rio Curuá-Una que possui área de drenagem total de aproximadamente 37.300km², O qual abrange ambos os municípios com suas drenagens que estão rodeadas de atividade agrícola (JOÃO; TEIXEIRA; FONSECA, 2013; RIBEIRO, 2021).

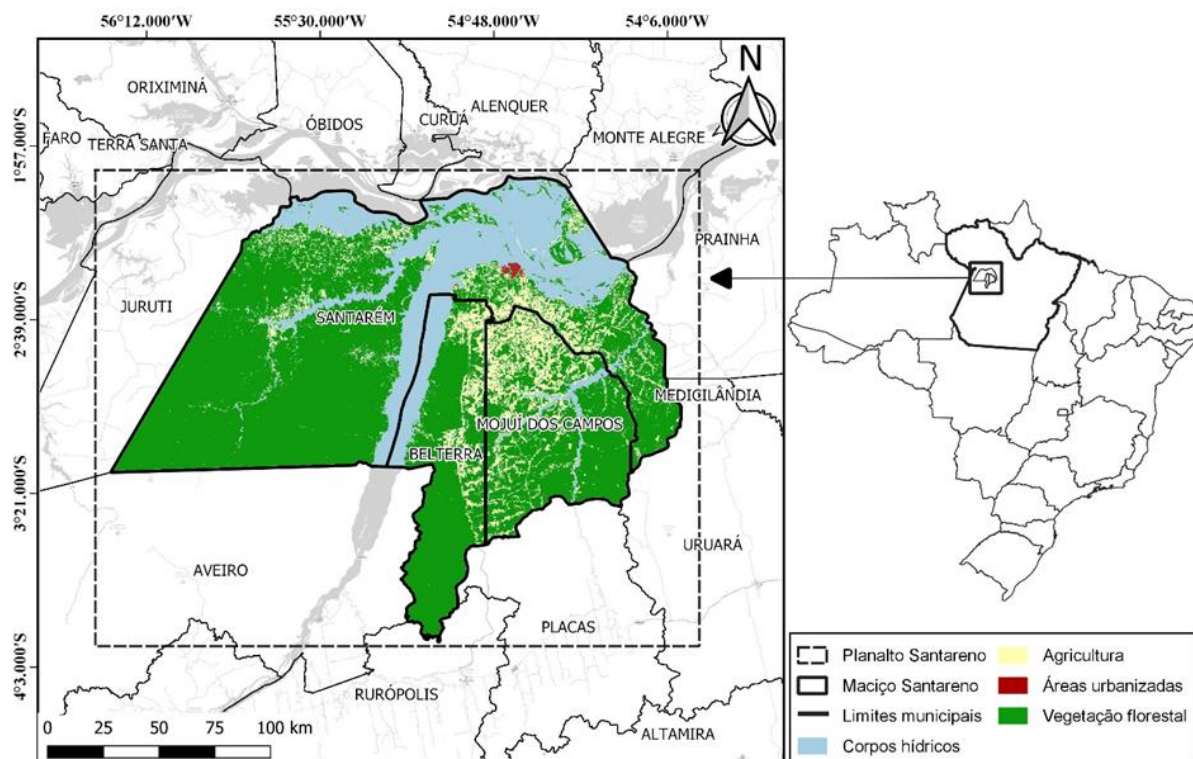


Figura 1 – Mapa de localização dos municípios estudados
 Fonte: Elaborado pelos autores (2024).

2.2 Contextualização hidrológica

2.2.1 Água subterrâneas

A região do recorte territorial abrange a zona da Formação Alter do Chão, que é constituída principalmente por depósitos siliciclásticos da Formação Alter do Chão, associados a depósitos aluviais e lateríticos (SILVA; DESCOVI FILHO, 2023). A espessura da unidade estratigráfica aflorante varia entre 100 e 500 m, sendo um aquífero do tipo poroso, com unidade hidrolitológica aflorante do tipo granular 1. Essa formação recobre toda a Bacia Sedimentar do Amazonas (CUNHA; MELO; SILVA, 2007; JOÃO; TEIXEIRA; FONSECA, 2013).

De acordo com o Serviço Geológico Brasileiro, o sistema hidrogeológico da Formação Alter do Chão possui dois tipos de aquíferos: um mais superficial, de caráter livre, com espessura em torno de 50 m, e outro de caráter confinado, com espessura média de 430 m (JOÃO; TEIXEIRA; FONSECA, 2013). Áreas menos profundas e não confinadas apresentam maior risco de infiltração de contaminantes do que as áreas confinadas.

2.2.2 Água superficiais

Para as águas superficiais, o maior risco se apresenta pelo escoamento superficial até os corpos hídricos. A região possui solos do tipo Latossolos Amarelos Distróficos, sendo solos profundos (100 a 200 cm), com moderada taxa de infiltração, resistência e tolerância à erosão. São solos porosos, com gradiente textural variando entre 1,20 e 1,50, e textura arenosa ao longo do perfil ou de textura média (SARTORI; LOMBARDI NETO; GENOVEZ, 2005).

De acordo com Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005), este tipo de solo apresenta uma moderada taxa de escoamento superficial. No entanto, de acordo com o uso e ocupação do solo, pode ocorrer a impermeabilização deste, causando o escoamento de contaminantes adsorvidos na matéria orgânica, fazendo que seja uma área de maior vulnerabilidade a contaminação química (JATI; SILVA, 2017).

2.3 Levantamento dos agrotóxicos

Para a obtenção das informações sobre o uso de agrotóxicos, foram analisados os receituários agronômicos emitidos no período de 2013 a 2017 pela Agência de Defesa Agropecuária do Estado do Pará - ADEPARA. Uma segunda abordagem consistiu na consulta a agrônomos que trabalham na região, combinada com a apresentação de uma lista prévia, formatada a partir das informações obtidas junto aos lojistas e à ADEPARA, para identificar os cinco agrotóxicos mais utilizados no cultivo de soja na região.

Foram definidos os seguintes produtos: Roundup Original (Glifosato), Cyprin 250 CE (Cipermetrina), Dimilin (Teflubenzuron), Lorsban (Clorpirifos) e Lannate (Metomil). A escolha baseou-se também na quantidade comercializada, na relevância na literatura, e nas propriedades físicas e químicas dos referidos compostos (LEWIS *et al.*, 2016).

2.4 Modelos matemáticos

2.4.1 índice de GUS

Para a avaliação do potencial de contaminação de águas subterrâneas por agrotóxicos, foi utilizado o modelo de predição simplificado *Groundwater Ubiquity Score* ou índice de GUS, que prediz a mobilidade de um composto tóxico infiltrado no solo contaminar águas subterrâneas (WAUCHOPE *et al.*, 1992).

$$GUS = \log_{10}(t_{1/2 \text{ solo}}) \times [4 - \log_{10}(Koc)] \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde $t_{1/2}$ é a meia-vida do composto no solo (dias) e Koc , o coeficiente de partição em carbonoorgânico (mL.g^{-1}). De acordo com Dores e De-Lamonica-Freire *et al.* (2001), uma vez identificado esse índice, os agrotóxicos são classificados de acordo com sua tendência a lixiviação ao domínio subterrâneo, de acordo com os seguintes intervalos (Tabela 1).

Tabela 1 – Classificação do risco de contaminação da água subterrânea de acordo com o índice de GUS.

Escala de Classificação do Índice de GUS	
$GUS < 1,8$	Não sofre Lixiviação (NL)
$1,8 < GUS \leq 2,8$	Faixa de Transição (T)
$GUS > 2,8$	Lixivante (L)

Fonte: Elaborado pelos autores (2024).

2.4.2 Índice de LEACH

O índice de LEACH (BATCHELOR, 1990) que descreve a movimentação e o potencial de poluição para águas superficiais.

$$LEACH = (SA \times t_{1/2}) \times (Pv \times Koc) \quad (\text{Eq 2})$$

Onde SA é a solubilidade em água (mg.L^{-1}), Pv é a pressão de vapor (MPa) e Koc coeficiente de adsorção da matéria orgânica (mg.L^{-1}). Sua interpretação dos resultados pode ser observada na Tabela 2.

Tabela 2 – Classificação do risco de contaminação para água superficial de acordo com o índice de LEACH.

Escala de Classificação do índice de LEACH	
$LEACH < 3$	Baixo
$3 \leq LEACH < 7$	Médio
$LEACH > 7$	Alto

Fonte: Elaborado pelos autores (2024).

Quanto menor o valor de LEACH, menor será o risco de contaminação, seus valores são expressos em escala logarítmica para permitir a comparação com outros índices.

2.4.3 Screening Concentration In Ground Water SCI-GROW

Já o software SCI-GROW - Screening Concentration In Ground Water (USEPA, 2003), estima as concentrações de agrotóxicos em águas subterrâneas, mas apenas para regiões onde o lençol freático é suscetível à poluição (LAUREANO et al. 2020). Essa suscetibilidade se dá principalmente pela profundidade e se o aquífero encontra-se confinado ou não (JOÃO; TEIXEIRA; FONSECA, 2013).

Estes modelos citados utilizam as propriedades físico-químicas das moléculas para prever o potencial de contaminação. Para cada ingrediente ativo foram buscadas as características físicas, químicas e ecotoxicológicas nos bancos de dados especializados como PPDB: *Pesticide Properties Database* (UNIVERSITY OF HERTFORDSHIRE, 2018), *Fate Pointers* (SRC, 2018).

2.4.4 Parâmetro Curve Number

Para a avaliação das áreas de risco de maior risco utilizamos o método do parâmetro *Curve Number* (CN). A metodologia SCS-CN classifica os solos em quatro grupos principais, de acordo com sua capacidade de infiltração e geração de escoamento superficial, sendo categorizados como A, B, C ou D, com um aumento progressivo no escoamento nessa sequência.

Os grupos hidrológicos dos solos foram definidos com base na reclassificação do mapa de solos, seguindo as orientações estabelecidas por Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005), que são resumidas na Tabela 2.

Tabela 3 – Classificação hidrológica do solo para as condições brasileiras.

Grupo	Características do solo	Tipos de solo
A	Solos muito profundos (> 200 cm), com alta taxa de infiltração e resistência e tolerância a erosão, solos porosos com baixo gradiente textural (< 1,20), textura média, solos bem drenados ou excessivamente drenados.	Latossolo Amarelo, Latossolo Vermelho Amarelo, Latossolo Vermelho, ambos de textura argilosa ou muito argilosa e com alta macroporosidade; Latossolo amarelo e Latossolo Vermelho Amarelo, ambos de textura média, mas com horizonte superficial não arenoso.
B	Solos profundos (100 a 200 cm), com moderada taxa de infiltração e resistência e tolerância a erosão, solos porosos variando com gradiente textural variando entre 1,20 e 1,50, textura arenosa ao longo do perfil ou de textura média.	Latossolo Amarelo e Latossolo Vermelho Amarelo, ambos de textura média, mas com horizonte superficial de textura arenosa; Latossolo Bruno; Nitossolo Vermelho; Neossolo Quartzarênico; Argissolo Vermelho ou Vermelho Amarelo de textura arenosa/média, média/argilosa, argilosa/argilosa ou argilosa/muito argilosa que não apresentam mudança textural abrupta.
C	Solos profundos (100 a 200 cm) ou pouco profundos (50 a 100 cm), baixa taxa de infiltração e baixa resistência a erosão, são solos com gradiente textural maior que 1,50, solos associados a argila de atividade baixa (Tb).	Argissolo pouco profundo, mas não apresentando mudança textural abrupta ou Argissolo Vermelho, Argissolo Vermelho Amarelo e Argissolo Amarelo, ambos profundos e apresentando mudança textural abrupta; Cambissolo de textura média e cambissolo háplico ou húmico, mas com características físicas semelhantes aos Latossolos (latossólico); Espodossolo Ferrocárbico; Neossolo Flúvico.
D	Solos de taxa de infiltração muito baixa oferecendo pouquíssima resistência a erosão, solos rasos (< 50 cm), solos pouco profundos associados a mudanças textural abrupta, solos argilosos associados à argila de atividade alta (Ta), solos orgânicos.	Neossolo Litólico; Organossolo; Gleissolo; Chernossolo; Planossolo; Vertissolo; Alissolo; Luvissolo; Plintossolo; solos de mangue; afloramentos de rocha; Cambissolos que não se enquadram no grupo C; Argissolo Vermelho Amarelo e Argissolo Amarelo, ambos pouco profundos e associados à mudança textural abrupta.

Fonte: Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005).

O modelo SCS-CN determina o escoamento superficial a partir das seguintes equações (USDA, 1986):

$$Q = \frac{(P - Ia)^2}{P - Ia + S} \quad \text{Eq. 3}$$

$$Ia = \frac{S}{5} \quad \text{Eq. 4}$$

$$Q = \frac{25400}{CN} - 254 \quad \text{Eq. 5}$$

Onde:

Q = escoamento superficial (mm)

P = precipitação (mm)

Ia = perdas iniciais (mm)

S = parâmetro de armazenamento (mm)

E a interpretação do resultado se dá pela variação de valores, os valores de CN são parâmetros adimensionais que variam de 0 a 100. Valores altos de CN, próximos a 100 representam uma condição limite de uma bacia completamente impermeável, com taxa de retenção igual a zero (ANJINHO et al., 2018). Um CN baixo, próximo a zero, indica alta taxa de infiltração de água, representam bacias muito permeáveis, e valores altos onde não há escoamento superficial independentemente da quantidade de chuva acumulada.

Os valores de CN estabelecidos a partir da integração dos mapas de uso do solo de com o mapa de grupos hidrológicos, com base em valores estabelecidos pelo SCS (USDA, 1986) vistos na Tabela 4.

Tabela 4 – Classificação das classes de CN.

Classe de CN	Classificação
36 - 47	Maior potencial de infiltração
47 - 57	
57 - 68	
68 - 79	Maior potencial de escoamento superficial
79 - 89	
89 - 100	

Fonte: Modificado de USDA (1986).

2.5 Coleta de dados espaciais

Os dados espaciais de uso e ocupação do solo neste trabalho foram adquiridos da plataforma Mapbiomas, com dados do ano de 2022 (SOUZA et al., 2020). As informações sobre os tipos de solo da região foram obtidas da base da EMBRAPA, elaboradas de acordo com o novo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2014).

O modelo digital do terreno (MDT) utilizado para a delimitação da bacia hidrográfica foi o ANADEM, que realizou a remoção do viés causado pela vegetação no modelo digital de elevação (MDE) Copernicus GLO-30, com resolução espacial de 30 metros (LAIPELT et al., 2024). Para a avaliação da acurácia do uso e ocupação do solo e medições de distanciamento das zonas de risco, foram utilizadas imagens de satélite Planet NICFI, do mês de agosto de 2024 (PLANET LABS, 2024).

Todas as informações cartográficas foram analisadas em Sistema de Informação Geográfica (SIG), utilizando-se o software QGIS 3.38.11. Nesse trabalho, adotou-se a projeção Universal Transversa de Mercator (UTM) e sistema de referência SIRGAS 2000/Brasil Policênico (EPSG: 5880) para facilitar os cálculos métricos devido a área de estudo estar entre duas zonas UTM (21 e 22S).

3. Resultados e discussão

3.1 Modelos matemáticos de predição de risco para contaminação de águas superficiais e subterrâneas

Para a utilização do SCI-GROW os parâmetros de entrada para o programa foram: nome do princípio ativo, taxa de aplicação (libras por hectare), número de aplicações na cultura por ciclo, onde os dados dos rótulos eram apresentados em litros, sendo necessário convertê-los em libras, Koc e meia vida no solo como visto na Tabela 5.

Tabela 5 – Parâmetros de entrada para o programa SCI-GROW.

Composto	Litros (hectare)	Libras (hectare)	nº de Aplicações	Koc (mg.L ⁻¹)	t _{1/2} solo (dias)
Roundup original (Glifosato)	4	8,82	2	1424	96
Cyprtrin (Cipermetrina)	0,10	0,22	2	307558	85
Dimilin (Teflubenzuron)	0,14	0,31	2	26062	92
Lorsban (Clorpirifos)	1	2,2	2	5509	175
Lannate (Metomil)	6	13,23	2	72	46

Koc - coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo. *t*_{1/2} - tempo necessário para a degradação por processos químicos ou físicos para que a metade da substância seja removida do ambiente.

Fonte: Elaborado pelos autores (2024).

Os resultados calculados para o Índice de GUS, LEACH e do programa SCI- GROW podem ser observados na Tabela 6, a qual inclui também dados de risco para águas superficiais e subterrâneas.

A Tabela 6 apresenta uma análise detalhada do risco de contaminação de recursos hídricos por cinco compostos comumente utilizados na agricultura, utilizando três diferentes modelos de predição: GUS, LEACH e SCI-GROW. Além disso, a tabela indica o Risco Potencial para Águas Superficiais (RASUP) e Risco Potencial para Águas subterrâneas (RASUB) associado a cada composto.

Roundup Original (Glifosato)

- GUS: O glifosato apresentou um valor de GUS de 0,32, indicando que ele não sofre lixiviação significativa, conforme indicado pela classificação "NL" (Não Lixivante).

- LEACH: No modelo LEACH, o glifosato apresentou um alto risco de contaminação de águas superficiais, com um valor de 9,172.

- SCI-GROW Sua concentração estimada em águas subterrâneas foi alta, atingindo 117 µg/L, o que representa um risco significativo para esse tipo de recurso.

- RASUP/RASUBA combinação desses fatores resulta em um alto risco de contaminação para águas superficiais (A) e um risco médio para águas subterrâneas (M).

Cyprtrin 250 CE (Cipermetrina)

- GUS: A cipermetrina obteve um valor de GUS de -2,3, indicando que não sofre lixiviação (NL).

- LEACH: No modelo LEACH, o risco de contaminação de águas superficiais foi classificado como baixo, com um valor de 2,851.

- SCI-GROW: Não foram detectadas concentrações de cipermetrina em águas subterrâneas (ND), sugerindo um baixo risco de contaminação.

- RASUP/RASUB: Esses resultados indicam um risco moderado para águas superficiais (M) e baixo para águas subterrâneas (B).

Dimilin (Teflubenzuron)

- GUS: O teflubenzuron também foi classificado como não lixivante, com um valor de GUS de -1,15.

- LEACH: Apresentou um risco moderado no modelo LEACH, com um valor de 7,861, indicando um potencial significativo de contaminação superficial.

- SCI-GROW: Não foram detectadas concentrações deste composto em águas subterrâneas (ND).

- RASUP/RASUB: O risco foi classificado como moderado para águas superficiais (M) e baixo para águas subterrâneas (B).

Lorsban (Clorpirifos)

- GUS: O clorpirifos teve um valor de GUS muito baixo (0,01), indicando que não sofre lixiviação.

- LEACH: Apresentou um baixo risco no modelo LEACH, com um valor de 2,989.

- SCI-GROW: A concentração estimada em águas subterrâneas foi muito baixa (0,109 µg/L), indicando um baixo risco.

- RASUP/RASUB: O risco foi classificado como baixo tanto para águas superficiais (B) quanto para subterrâneas (B).

Lannate (Metomil)

- GUS: O metomil foi classificado como altamente lixiviante, com um valor de GUS de 3,56.

- LEACH: No modelo LEACH, apresentou um alto risco para águas superficiais, com um valor de 8,836.

- SCI-GROW: A concentração em águas subterrâneas foi estimada em 17,2 µg/L, indicando um risco elevado.

- RASUP/RASUB: Devido a esses fatores, o metomil foi classificado com alto risco tanto para águas superficiais (A) quanto para subterrâneas (A).

Os dados apresentados na Tabela 6 indicam que, entre os compostos analisados, o metomil apresenta o maior risco de contaminação tanto para águas superficiais quanto para subterrâneas, sendo classificado como altamente móvel e lixiviante. Este composto merece atenção especial devido ao seu significativo potencial de impacto ambiental.

O glifosato, por sua vez, também demonstra um risco considerável para águas superficiais, embora seu impacto em águas subterrâneas seja mais limitado. Apesar de ser classificado como "não lixiviante" pelo índice GUS, a alta concentração estimada em águas subterrâneas, conforme o modelo SCI-GROW, sugere a necessidade de um monitoramento rigoroso.

Por outro lado, a cipermetrina, o teflubenzuron e o clorpirifos apresentaram baixos riscos de contaminação de águas subterrâneas, de acordo com os modelos GUS e SCI-GROW. No entanto, é importante destacar que tanto o teflubenzuron quanto o clorpirifos podem apresentar risco moderado a alto para a contaminação de águas superficiais, segundo o modelo LEACH. Isso indica que essas substâncias ainda podem ser motivo de preocupação para a qualidade da água, especialmente em áreas onde o uso dessas substâncias é intensivo.

Tabela 6 – Risco de contaminação de recursos hídricos de acordo com cada modelo de predição.

Composto	GUS	LEACH	SCI-GROW (ug.L ⁻¹)	RASUP	RASUB
Roundup original (Glifosato)	0,32/ NL	9,172	117	A	M
Cyprtrin 250 CE (Cipermetrina)	-2,3/ NL	2,851	ND	M	B
Dimilin (Teflubenzuron)	-1,15/ NL	7,861	ND	M	B
Lorsban (Clorpirifos)	0,01/ NL	2,989	0,109	B	B
Lannate (Metomil)	3,56/ L	8,836	17,2	A	A

NL - Não sofre Lixiviação; *L*- Lixiviante. *RASUP* - risco para águas superficiais *RASUB* - risco para águas subterrâneas. *ND* – Não detectado. *A* - Alto; *M* – Moderado; *B* – Baixo.

Fonte: Elaborado pelos autores (2024).

3.2 Parâmetros de Curve Number para predição de áreas de risco

Para avaliar os riscos à bacia do Curuá-Uma, é essencial considerar o uso do solo, o tipo de solo e a declividade do terreno. A análise do uso e ocupação do solo é primordial nesse contexto. Conforme ilustrado na Figura 2, cerca de 26% da área da bacia é destinada à agricultura, destacando-se a pecuária e a monocultura de soja e milho como as principais atividades que utilizam agrotóxicos. A porção de floresta nativa ocupa 66% da bacia, predominando em áreas mais remotas e menos impactadas pela atividade humana. Essas áreas são cruciais para a manutenção da biodiversidade, a regulação do ciclo hidrológico e a proteção dos solos contra a erosão, além de preservar os corpos hídricos, conforme discutido por Aguiar, Peleja e Sousa (2014).

Dentro da área antropizada da bacia, a pastagem ocupa a maior parte, abrangendo 20% da área total. Essa ocupação reflete uma significativa transformação da paisagem natural para atividades agropecuárias. A conversão de florestas e outras vegetações nativas em pastagens pode resultar em degradação do solo, aumento da erosão e assoreamento dos rios devido ao escoamento superficial de sedimentos, além de uma expressiva perda de biodiversidade (PAULA; ESCADA; ORTIZ, 2022).

No que diz respeito à atividade mais impactante no uso de químicos, a cultura de soja e milho ocupa 4% da área da bacia. A expansão da soja reflete o avanço da agricultura mecanizada na região, um fator significativo na mudança do uso do solo. Essa monocultura exerce grande pressão sobre o ambiente, incluindo a redução da qualidade do solo, contaminação por agrotóxicos e desmatamento (MASCARENHAS; ARAÚJO; SILVA, 2021).

Além dessas, outras culturas temporárias ocupam 4% da bacia. Essas culturas podem incluir arroz, melão, melancia, entre outras. Embora ocupem uma parcela menor da bacia, a rotação frequente de culturas e o uso intensivo do solo para a

agricultura podem impactar significativamente a qualidade do solo e a hidrologia local, contribuindo para alterações nos processos ecológicos e hidrológicos.

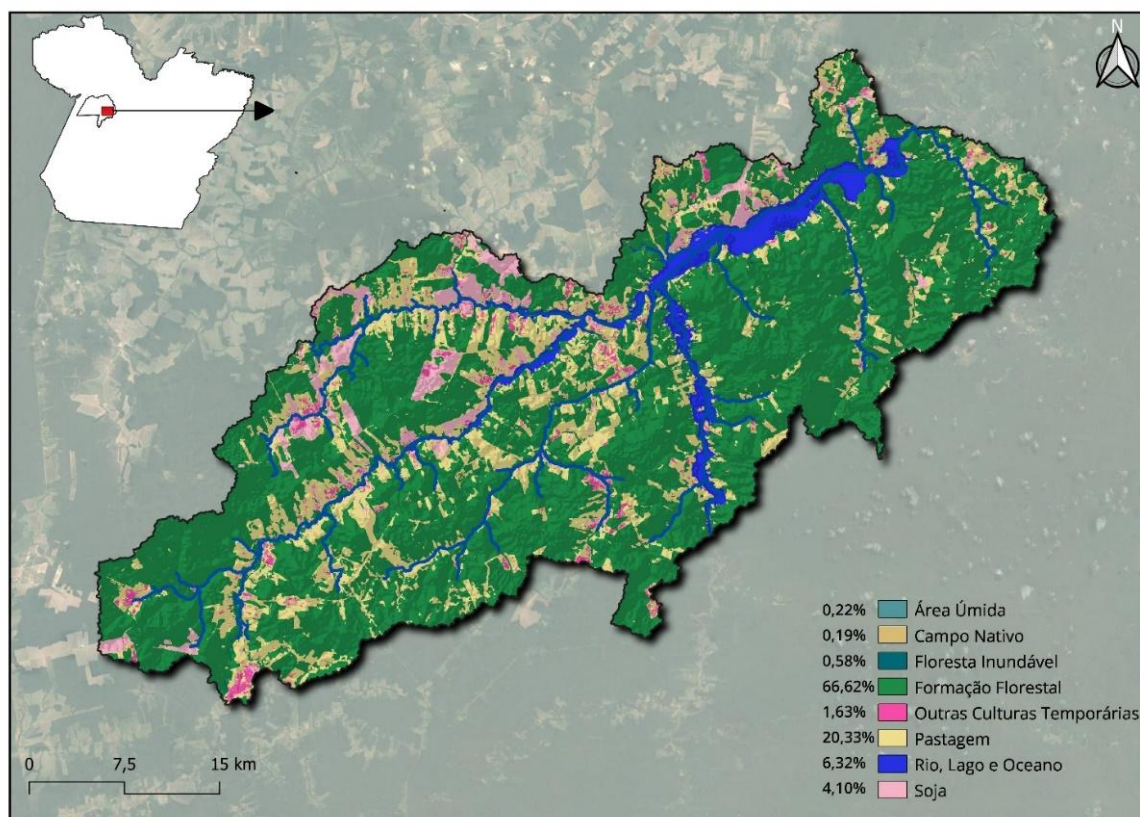


Figura 2 – Mapa de uso e ocupação do solo na bacia de Curuá-Una.

Fonte: Elaborado pelos autores (2024).

Na Figura 3, observa-se o mapa hidrogeológico da bacia do rio Curuá-Una, que faz parte da Bacia Sedimentar do Amazonas. Dentro desta bacia, a Formação Alter do Chão se destaca pelo seu sistema hidrogeológico, onde, na região do rio Curuá-Una, o aquífero é não confinado e possui uma profundidade aproximada de 50 metros (JOÃO; TEIXEIRA; FONSECA, 2013). Essa característica demonstra uma alta suscetibilidade à contaminação da água subterrânea por compostos com menor afinidade com a matéria orgânica.

Entre as moléculas com maior potencial de contaminação, o metomil e o glifosato se destacam, pois ambos podem contaminar tanto águas subterrâneas quanto superficiais. De acordo com Lewis (2016), o metomil apresenta um coeficiente de sorção ao carbono orgânico (K_{oc}) baixo ($72 \text{ m}^3/\text{kg}^{-1}$), indicando que ele tem baixa tendência de adsorção em solos e sedimentos, facilitando sua mobilidade na água. Seu coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}) (0,6) também é baixo, o que significa que ele é altamente solúvel em água e, portanto, tem um potencial maior para contaminar aquíferos.

E ainda segundo Lewis (2016), O glifosato, por outro lado, também possui um K_{oc} baixo ($1.424 \text{ m}^3/\text{kg}^{-1}$), o que contribui para sua mobilidade em ambientes aquáticos. No entanto, seu K_{ow} é extremamente baixo ($-3,4 \text{ m}^3/\text{kg}^{-1}$), refletindo sua alta solubilidade em água e menor tendência de adsorção à matéria orgânica. Essa combinação de propriedades físico-químicas para ambos os compostos indica que, em áreas como a bacia do rio Curuá-Una, há um risco considerável de contaminação das águas subterrâneas.

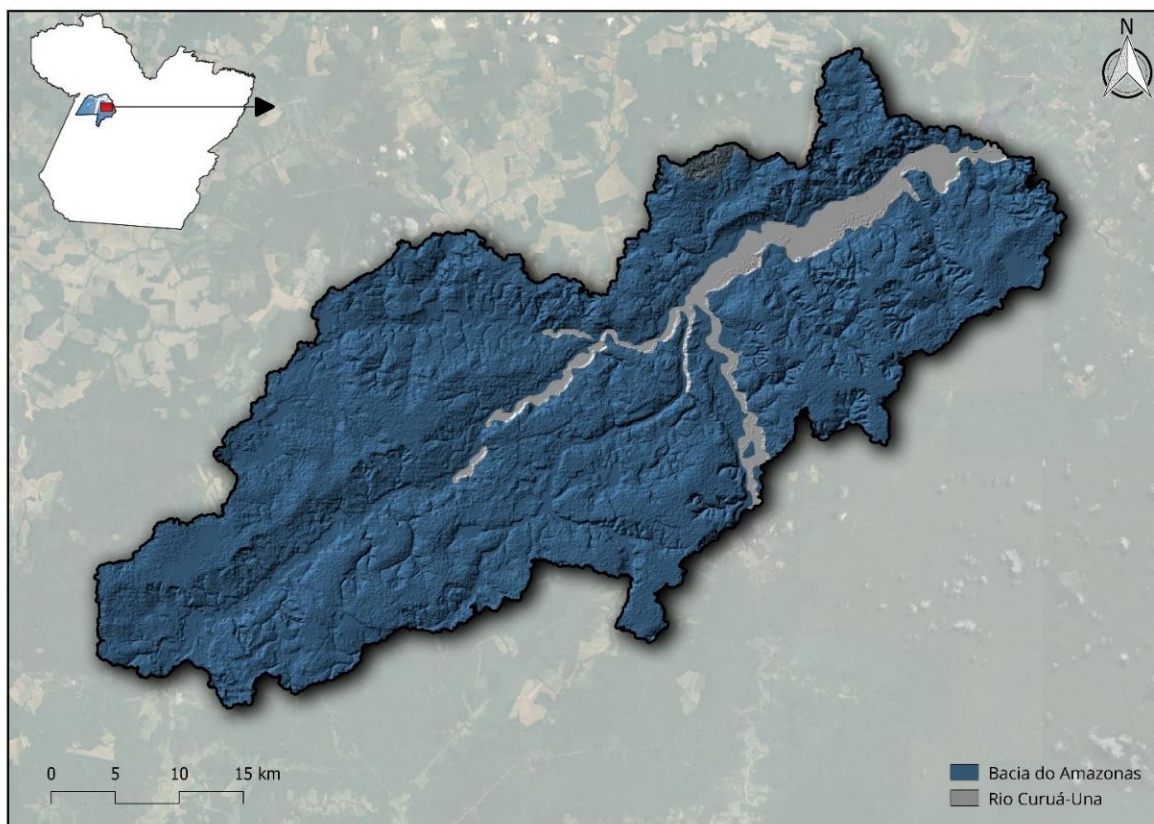


Figura 3 – Mapa hidrogeológico na bacia de Curuá-Una.
Fonte: Elaborado pelos autores (2024).

Para discutir a suscetibilidade à infiltração e percolação de agrotóxicos na bacia do rio Curuá-Una com base nos produtos utilizados, é essencial considerar os riscos associados ao comportamento de cada substância química em relação às características da bacia, conforme apresentado na Tabela 6. Dessa forma, na Figura 4, podemos observar as áreas de risco tanto para águas superficiais quanto subterrâneas.

O método de *Curve Number* atribui valores a diferentes tipos de solo e cobertura vegetal, refletindo sua capacidade de absorver ou repelir a água. Podemos verificar que cerca de 59% da área é mais vulnerável à contaminação dos lençóis freáticos, enquanto menos de 3% apresenta risco de contaminação das águas superficiais. Assim, 59% da bacia possui uma alta taxa de infiltração, 25% apresenta taxa moderada e 13% é classificada com baixa infiltração, o que resulta em aproximadamente 97% da área com vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas.

Valores mais baixos de CN, como indicados nas áreas amarelas mais claras no mapa (36-47), sugerem um maior potencial de infiltração. Isso significa que o solo nessas regiões é mais poroso e permeável, permitindo que a água, e consequentemente os contaminantes, como os agrotóxicos, penetrem mais facilmente no solo. Essas áreas são mais suscetíveis à contaminação por substâncias com baixa afinidade pela matéria orgânica e com maior hidrofiliabilidade, como o glifosato, uma vez que essas substâncias podem alcançar camadas mais profundas do solo e, eventualmente, o lençol freático (GROS *et al.*, 2017).

Nas regiões mais escuras da escala de cores, que correspondem a valores de CN mais altos (acima de 68). O solo tem menor capacidade de infiltração e maior tendência ao escoamento superficial (runoff), sendo um solo é mais compacto ou possui uma cobertura de solo que não favorece a infiltração de água (PESSOA-DE-SOUZA *et al.*, 2017).

Nessas áreas, a água da chuva ou da irrigação tem maior probabilidade de escoar pela superfície em vez de se infiltrar, o que pode reduzir o risco de contaminação do lençol freático por agrotóxicos, mas aumentar a chance de escoamento de produtos químicos para corpos d'água superficiais, como rios e lagos.

A imagem revela que as áreas mais suscetíveis à infiltração, indicadas pelos valores menores de CN (amarelo claro) e um CN médio de 47, estão distribuídas principalmente nas regiões sul e sudoeste do mapa. Por outro lado, as áreas em azul

mais escuro, que indicam maior compactação do solo e maior escoamento superficial, concentram-se nas porções norte e nordeste. A Tabela 4 detalha mais claramente a porcentagem de cada área da bacia do Curuá-Una.

As áreas com baixo potencial de infiltração, indicadas por valores elevados de CN, estão mais associadas a riscos de poluição superficial, afetando diretamente a qualidade da água em rios e outros corpos d'água. Nessas áreas, a água da chuva ou da irrigação tem maior probabilidade de escoar pela superfície em vez de se infiltrar, o que pode reduzir o risco de contaminação do lençol freático por agrotóxicos, mas aumentar a chance de escoamento de produtos químicos para corpos d'água superficiais, como rios e lagos.

A imagem revela que as áreas mais suscetíveis à infiltração, indicadas pelos valores menores de CN (amarelo claro) e um CN médio de 47, estão distribuídas principalmente nas regiões sul e sudoeste do mapa. Por outro lado, as áreas em azul mais escuro, que indicam maior compactação do solo e maior escoamento superficial, concentram-se nas porções norte e nordeste. A Tabela 4 detalha mais claramente a porcentagem de cada área da bacia do Curuá-Una.

As áreas com baixo potencial de infiltração, indicadas por valores elevados de CN, estão mais associadas a riscos de poluição superficial, afetando diretamente a qualidade da água em rios e outros corpos d'água.

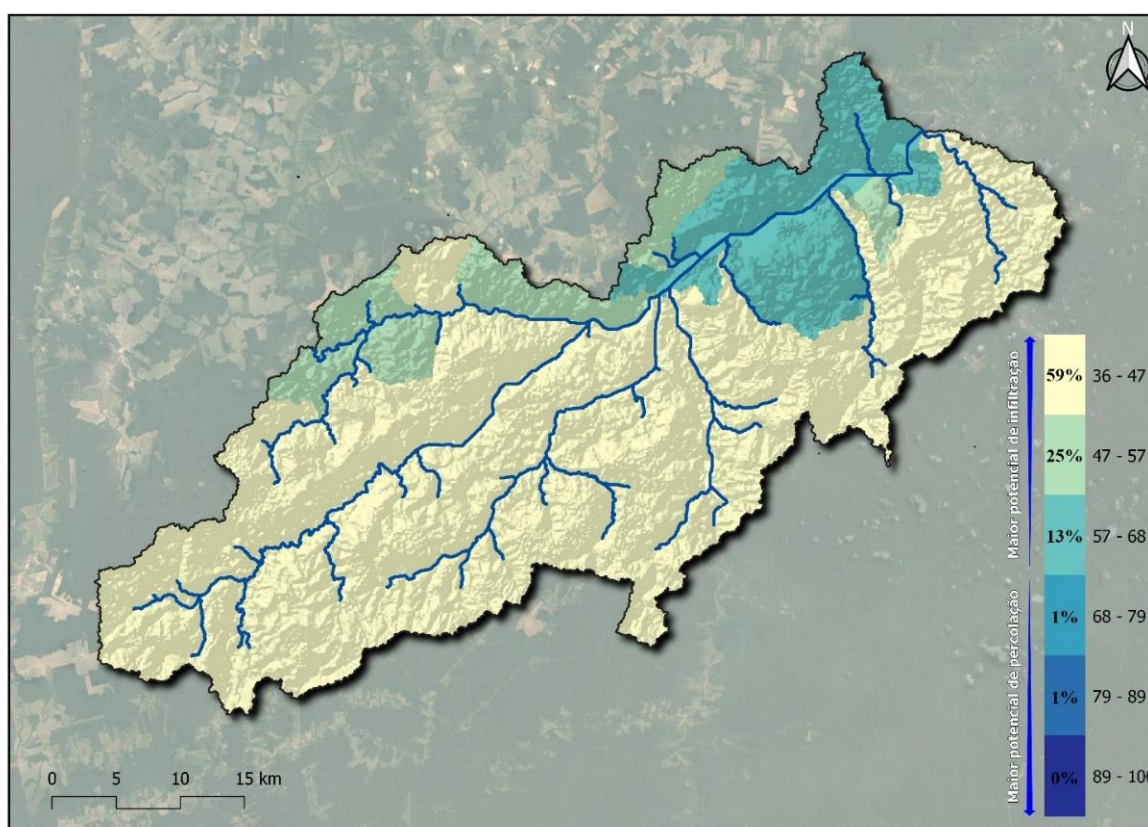


Figura 4 – Mapa de risco de contaminação dos recursos hídricos na bacia de Curuá-Una.

Fonte: Elaborado pelos autores (2024).

Tabela 4 – Percentual em área do parâmetro CN.

Classe de CN	Percentual de área	Classificação
36 - 47	59%	Maior potencial de infiltração
47 - 57	25%	
57 - 68	13%	
68 - 79	1%	Maior potencial de escoamento superficial
79 - 89	1%	
89 - 100	>0,5 %	

Fonte: Elaborado pelos autores (2024).

Ao avaliar a vulnerabilidade à infiltração de contaminantes e relacionar as propriedades físico-químicas das moléculas, podemos inferir as áreas onde cada substância tem maior potencial de contaminação (Figura 5). No caso do glifosato, a substância apresenta um alto risco de contaminação para águas superficiais, especialmente em áreas identificadas com menor potencial de infiltração (59%, conforme mostrado na Figura 4), onde a água superficial pode facilmente transportar o herbicida até os corpos d'água. O risco para águas subterrâneas, entretanto, é considerado moderado, provavelmente devido à infiltração em zonas de solo menos permeáveis, que atuam como barreiras à penetração profunda.

O comportamento da cipermetrina, de acordo com a suscetibilidade da bacia, indica um risco moderado para águas superficiais e baixo para águas subterrâneas. O risco moderado para as águas superficiais pode ser explicado pela presença de áreas com diferentes potenciais de infiltração e percolação, com uma tendência maior de retenção na superfície devido à baixa solubilidade em água e à alta afinidade da substância por matéria orgânica.

O teflubenzuron também apresenta um risco moderado para águas superficiais e baixo para águas subterrâneas. A moderação do risco superficial pode estar associada a áreas da bacia com solos mais compactados ou com menores taxas de infiltração, onde a substância pode permanecer por mais tempo antes de ser degradada ou transportada superficialmente.

O clorpirifós foi classificado como de baixo risco tanto para águas superficiais quanto subterrâneas. Isso pode estar relacionado ao fato de que essa substância tende a se aderir ao solo e à matéria orgânica, reduzindo sua mobilidade na superfície e em profundidade. As características da bacia, que incluem áreas de menor potencial de infiltração e percolação, reforçam essa classificação de baixo risco.

Por outro lado, o metomil foi classificado como de alto risco tanto para águas superficiais quanto subterrâneas. Essa classificação pode ser atribuída ao seu alto potencial de mobilidade, combinado com as características da bacia, que incluem áreas com alta suscetibilidade à percolação e infiltração. As regiões da bacia que favorecem maior infiltração (indicadas em azul mais escuro na figura) podem facilitar o transporte dessa substância para os lençóis freáticos, enquanto áreas com menor infiltração favorecem o escoamento superficial para rios e lagos.

A análise dos riscos de contaminação na bacia do rio Curuá-Una revela uma variação significativa na mobilidade e persistência dos agrotóxicos, dependendo tanto das propriedades químicas dos produtos podemos observar que determinados agrotóxicos danos tanto nas águas superficiais quanto subterrâneas, alterando características físicas e hidrológicas da bacia. Sendo crucial que estas informações sejam usadas para orientar o manejo e a aplicação desses produtos na região, minimizando o impacto ambiental e preservando a qualidade da água tanto superficial quanto subterrânea.

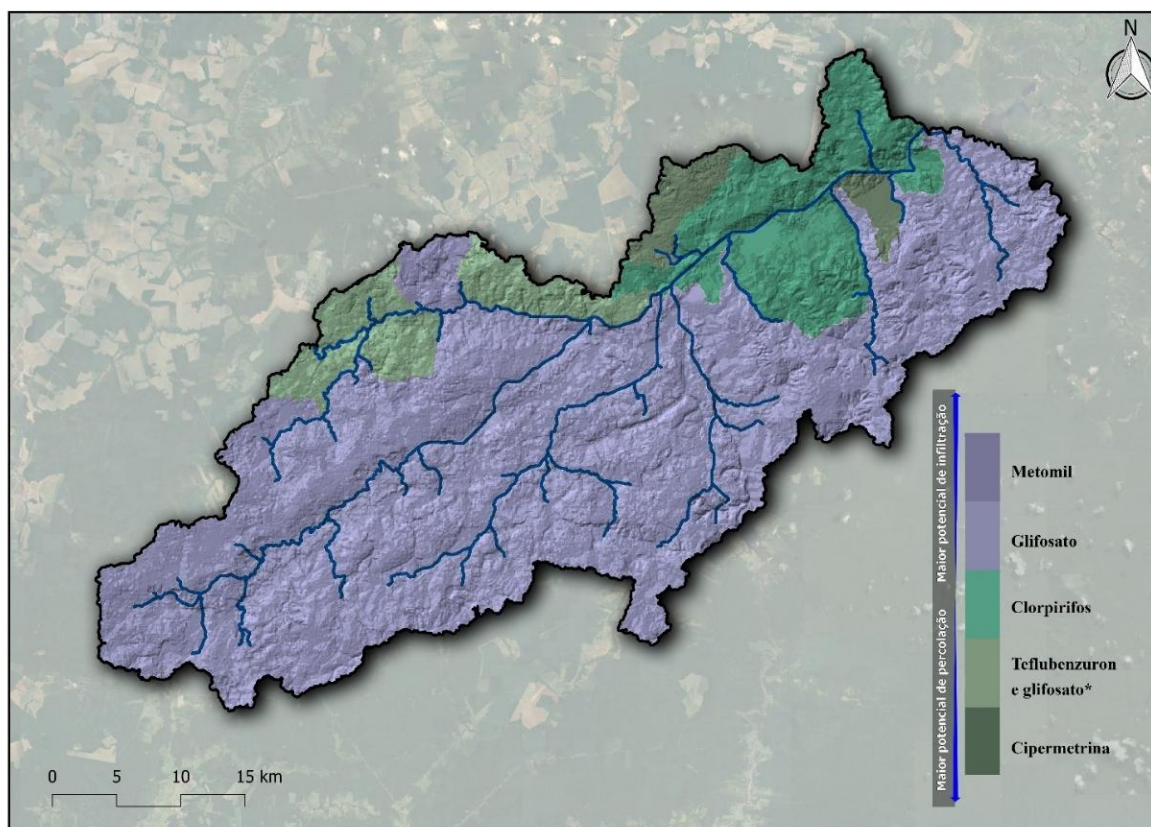


Figura 5

– Mapa de risco de contaminação dos recursos hídricos na bacia de Curuá-Una.

Fonte: Elaborado pelos autores (2024).

4. Considerações finais

Com base nas análises realizadas, este estudo demonstrou de forma clara o potencial de contaminação de recursos hídricos por agrotóxicos na bacia do rio Curuá-Una, utilizando modelos de predição e parâmetros hidrológicos como o Curve Number. A combinação de fatores como a estrutura dos solos, a permeabilidade e a capacidade de escoamento superficial permitiu identificar áreas mais vulneráveis à infiltração e ao runoff de substâncias químicas, essenciais para o planejamento de práticas de manejo e conservação.

Os resultados apontam que cerca de 59% da área de estudo apresenta alto risco de contaminação dos lençóis freáticos devido à elevada taxa de infiltração, enquanto menos de 3% está sujeita à contaminação das águas superficiais. Substâncias como o glifosato e o metomil destacaram-se pelo seu potencial de impacto ambiental, tanto nas águas subterrâneas quanto nas superficiais. Por outro lado, agrotóxicos como a cipermetrina e o clorpirifós apresentaram menores riscos, mas ainda assim demandam monitoramento.

Portanto, este estudo não só fornece uma base robusta para a compreensão da dinâmica de contaminação por agrotóxicos na região, mas também oferece uma ferramenta eficaz para gestores e órgãos ambientais. A aplicação de modelos matemáticos, como GUS e LEACH, aliada à metodologia de Curve Number, que revelou-se uma técnica valiosa para a gestão ambiental e agrícola, auxiliando na tomada de decisões sobre onde e como aplicar práticas de manejo de solo e água para mitigar os riscos ambientais associados ao uso de produtos químicos na agricultura. Sendo ferramentas demonstraram-se rápidas, eficientes e de baixo custo na avaliação do risco de contaminação dos recursos hídricos.

Agradecimentos

Agradecemos a todos os colaboradores da Agência de Defesa Agropecuária do Estado do Pará pela colaboração na organização das fichas agronômicas e tabulação das mesmas e a parceria de todos os envolvidos da preparação do manuscrito.

Referências

- AGUIAR, C. P. O. de; PELEJA, J. R. P.; SOUSA, K. N. S. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com agricultura nos municípios de Santarém e Belterra, Pará. *Revista Árvore*, v. 38, n. 6, p. 983–992, 2014.
- ANJINHO, P. da S. et al. Espacialização do parâmetro Curve Number (CN) na bacia hidrográfica do Ribeirão do Lobo para o período de 1985 E 2017. In: SIMPÓSIO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS, 33., 2018, São Carlos, SP. *Anais [...]*. São Carlos, SP: Escola de Engenharia de São Carlos, 2018.
- BATCHELOR, B. Leach models: Theory and application. *Journal of Hazardous Materials*, v. 24, n. 2–3, p. 255–266, 1990.
- BOMBARDI, L. M. (org.). *Geografia do Uso de Agrotóxicos no Brasil e Conexões com a União Europeia*. São Paulo, SP: FFLCH - USP, 2017.
- CHAIN, A. Impacto ambiental de agroquímicos e biopesticidas. *Rev. Bras. Toxicol.*, v. 8, n. 1, p. 9-10, 1995.
- CUNHA, P. R. da C.; MELO, J. H. G.; SILVA, O. B. da. Bacia do Amazonas. *Boletim de Geociências - Petrobras*, v. 15, n. 2, p. 227–251, 2007.
- DORES; DE-LAMONICA-FREIRE, E. M. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas. Estudo de caso: águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso – Análise preliminar. *Química Nova*, Vol. 24, No. 1, 27-36, 2001.
- EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. *Mapa de Solos*. Brasília, DF, 2014. Disponível em: http://www.dpi.inpe.br/amb_data/Shapefiles/soloEmbrapa.zip. Acesso em: 22 fev. 2024.
- GROS, P. et al. Glyphosate binding in soil as revealed by sorption experiments and quantum-chemical modeling. *Science of The Total Environment*, v. 586, p. 527–535, 2017.
- IASCO-PEREIRA, H. C.; LIBÂNIO, G. Investimentos externos diretos da china no brasil: a presença de empresas chinesas na economia brasileira nos séculos XX E XXI. *Revista de Economia Contemporânea*, v. 27, 2023.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Panorama populacional do estado do Pará*. Brasília, DF, 2023. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/panorama>. Acesso em: 20 jul. 2023.
- JATI, D. A.; SILVA, J. T. da. Estudos geo-hidrológicos da bacia do rio Curuá-Una, Santarém, Pará: Aplicação do modelo hidrológico de grandes bacias (MGB-IPH). *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 10, n. 4, p. 1296–1311, 2017.
- JOÃO, X. da S. J.; TEIXEIRA, S. G.; FONSECA, D. D. F. *Mapa Geodiversidade do Estado do Pará*. Brasília, DF: CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 2013. Disponível em: <https://rigeo.sgb.gov.br/handle/doc/14705>.
- JUNG, G. et al. Evaluation of soil pesticide leaching to groundwater using undisturbed lysimeter: development of the pesticide groundwater leaching scoring system (PLS). *Environmental Science and Pollution Research*, v. 31, n. 14, p. 21973–21985, 2024.
- LAIPELT, L. et al. ANADEM: A Digital Terrain Model for South America. *Remote Sensing*, v. 16, n. 13, p. 2321, 2024.
- LAUREANO, J. de J. et al. Análise da qualidade da água subterrânea. *Águas Subterrâneas*, v. 35, n. 1, 2020.
- LEWIS, K. A. et al. An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, v. 22, n. 4, p. 1050–1064, 2016.

- LONDRES, F. *Agrotóxicos no Brasil: um guia para ação em defesa da vida*. Rio de Janeiro, RJ: AS-PTA – Assessoria e Serviços a Projetos em Agricultura Alternativa, 2012.
- LOURENCETTI, C.; SPADOTTO, C. A.; SANTIAGO-SILVA, M.; RIBEIRO, M. L. Avaliação do potencial de contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: comparação entre métodos de previsão de lixiviação. *Pesticidas: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, v. 15, p. 1-14, 2005.
- MASCARENHAS, G. M. de A.; ARAÚJO, L. M. de; SILVA, J. A. T. e. Agrotóxicos, dominação e fronteiras: significação, relação e perspectivas sobre o pacote tecnológico agrícola e a Amazônia brasileira. *Revista Brasileira de Políticas Públicas*, v. 10, n. 3, 2021.
- NASCIMENTO-GAYA, M. R. et al. Modelamento hídrico: um estudo de caso da refinaria REMAN. *Revista Fuentes el Reventón Energético*, v. 20, n. 2, 2022.
- PAPA, E. et al. Screening the leaching tendency of pesticides applied in the Amu Darya Basin (Uzbekistan). *Water Research*, v. 38, n. 16, p. 3485–3494, 2004.
- PAULA, D. S. de; ESCADA, M. I. S.; ORTIZ, J. de O. Análise multitemporal do uso e cobertura da terra na Amazônia: A expansão da Agricultura de Larga Escala na Bacia do Rio Curuá-Una. *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 74, n. 2, p. 379–398, 2022.
- PENA, Rodolfo F. Alves. *Aquífero Alter do Chão*; Brasil Escola. Disponível em: <https://brasilecola.uol.com.br/brasil/aquifero-alter-chao.htm>. Acesso em 07 de junho de 2024.
- PESSOA-DE-SOUZA, M. A. et al. Pesticides off site by runoff – Principles And Practices. *Caderno de Ciências Agrárias*, v. 9, n. 3, p. 119–125, 2017.
- PLANET LABS. *Norway's International Climate and Forests Initiative Satellite Data Program*. 2024. Disponível em: <https://www.planet.com/nicfi/>. Acesso em: 22 fev. 2024.
- RIBEIRO, J. S. *Cenário de uso, consumo e classificação de risco dos agrotóxicos na nova fronteira agrícola do Oeste do Pará*. 2021. 140 f. - Dissertação (Mestrado em Sociedade, Ambiente e Qualidade de Vida) - Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Ambiente e Qualidade de Vida, Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, PA, 2021.
- RIBEIRO, J. S. *Simulação da contaminação dos recursos hídricos por pesticidas na lavoura temporária no entorno da BR-163, Santarém, Pará*. 2017. 64 f. TCC (Graduação) - Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas, Instituto de Ciência e Tecnologia das Águas - Icta, Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém, 2017.
- RIBEIRO, M. L. et al. Contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: avaliação preliminar. *Química Nova*, v. 30, n. 3, p. 688-694, 2007.
- SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 10, n. 4, p. 5–18, 2005.
- SILVA, Y. A.; DESCOVI FILHO, L. L. V. Análise da vulnerabilidade intrínseca do Aquífero Alter do Chão no município de Santarém - Pará - Brasil. In: DAVID, M. E. V. et al. (org.). *Contribuições à Geologia da Amazônia*. Belém, PA: Sociedade Brasileira de Geologia - Núcleo Norte, 2023. v. 12, p. 212–225.
- SOUMIS, N.; ROULET, M.; LUCOTTE, M. Characterization of pesticide consumption in the county of Santarém, Pará, Brazil. *Acta Amazônica*, v. 30, n. 4, p. 615–615, 2000.
- SOUZA, C. M. et al. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020.
- SRC. *Fate Pointers*, 2018 Disponível em: <<http://esc.syrres.com/fatepointer/search.asp>>. Acessado em 09/02/2024.

UNIVERSITY OF HERTFORDSHIRE. *PPDB: Pesticide Properties Database*, 2018. Disponível em: < <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm> >. Acessado em 09/02/2018.

USDA - UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. *Natural Resources Conservation Service. Urban hydrology for small watersheds*. Technical release, v. 55, p. 2-6, 1986.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *SCI-GROW Description*. Washington, DC, USA, USA, 2003. Disponível em: https://archive.epa.gov/oppefed1/web/html/scigrow_description.html. Acesso em: 16 fev. 2024.

WAUCHOPE, R. D. et al. The SCS/ARS/CES Pesticide Properties Database for Environmental Decision-Making. *Rev Environ Contam Toxicol*, v. 123, n. 1, p. 1-155, 1992.