



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
MESTRADO ACADÊMICO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO
AMBIENTE

VANÊSSA GOMES PEDROZA

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE CONTAMINAÇÃO DE ÁGUAS
SUBTERRÂNEAS POR AGROTÓXICOS NO PLANALTO DA IBIAPABA - CE

FORTALEZA
2024

VANÊSSA GOMES PEDROZA

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE CONTAMINAÇÃO DE ÁGUAS
SUBTERRÂNEAS POR AGROTÓXICOS NO PLANALTO DA IBIAPABA - CE

Dissertação apresentada ao Mestrado Acadêmico em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestra. Área de concentração: Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Michael Barbosa Viana

Coorientador: Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante

FORTALEZA

2024

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

P413a Pedroza, Vanêssa Gomes.
Avaliação do potencial de contaminação de águas subterrâneas por agrotóxicos no planalto da Ibiapaba - CE / Vanêssa Gomes Pedroza. – 2025.
68 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, , Fortaleza, 2025.
Orientação: Prof. Dr. Prof. Dr. Michael Barbosa Viana.
Coorientação: Prof. Dr. Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante.

1. Contaminação aquática. 2. Poluentes orgânicos persistentes. 3. Modelagem. I. Título.
CDD

VANÊSSA GOMES PEDROZA

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE CONTAMINAÇÃO DE ÁGUAS
SUBTERRÂNEAS NO PLANALTO DA IBIAPABA - CE

Dissertação apresentada ao Mestrado Acadêmico em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestra. Área de concentração: Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Aprovada em 29/11/2024.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Michael Barbosa Viana (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante (Coorientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dra. Patrícia Verônica Pinheiro Sales Lima
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Ernesto dos Santos Vasconcelos
Universidade Estadual do Ceará (UECE)

A Deus. À minha avó e ao meu
avô maternos, à minha mãe e ao meu irmão.

AGRADECIMENTOS

Aos professores Michael Barbosa Viana e Rivelino Martins Cavalcante pela orientação, por acreditarem no meu potencial e, sobretudo, pela paciência que tiveram comigo ao longo desta pesquisa.

Ao professor Ernesto Vasconcelos, que me acompanha desde a graduação, por acreditar sempre no meu potencial e por estar sempre disponível para me ajudar academicamente quando eu preciso.

As minhas amigas Miriam Barros e Caroline Mendes, grandes amigas do mestrado, que me acompanharam e me deram suporte emocional durante esses anos.

“Faça o seu pouco de bem onde você estiver;
são esses pequenos pedaços de bem juntos
que inundam o mundo.”

Desmond Tutu

RESUMO

A agricultura industrial, através de monoculturas, forte mecanização e tecnologia fomenta práticas de uma agricultura dependente de grandes volumes de agrotóxicos. Ela também tem contribuído com grandes cargas de poluentes na água. Globalmente, a agricultura está entre as principais causas de poluição da água e é responsável pela descarga de grandes quantidades de agrotóxicos. No mundo, a maior parte da água utilizada é subterrânea, e ela também vem sofrendo com os impactos de poluentes como os agrotóxicos. A degradação da qualidade da água tem impactos na biodiversidade, nas pessoas e em sua saúde. O Brasil é o maior consumidor de agrotóxicos do mundo. Assim, uma forma de previsão de riscos pode ser através de modelos de previsão de lixiviação de agrotóxicos, pois eles podem fornecer uma compreensão de problemas identificando relações (causa e efeito), previsões e dar sugestões futuras. O objetivo geral desta pesquisa foi estimar o potencial de risco de poluição das águas subterrâneas no Planalto da Ibiapaba causado pelos ingredientes ativos (i.a) de agrotóxicos mais utilizados em São Benedito. Este estudo modelou dois cenários de potencial de lixiviação para as águas subterrâneas para 35 ingredientes ativos de agrotóxicos, utilizando suas respectivas propriedades físico-químicas, aplicadas ao Groundwater Ubiquity Score (GUS) e ao LEACH. Os resultados obtidos foram que cinco ingredientes ativos (*iprodiona*, *metomil*, *boscalida*, *azoxistrobina*, *dimetoato*) podem ser considerados na zona de transição e três (*tiofanato-metil*, *tiametoxame* e *clorantraniliprol*) podem ser considerados na zona de lixiviação. Também concluiu-se que pode haver vulnerabilidade de risco à contaminação por agrotóxicos na região da Ibiapaba, especialmente em regiões que possuem Latossolos Vermelhos Amarelos Distróficos e Neossolos Quartzarênicos, pois nesses tipos de solos, e considerando a declividade dos terrenos, o potencial de infiltração do contaminante pode ser de médio à alto. Como a água integra as preocupações do desenvolvimento sustentável, precisa-se haver o banimento ou diminuição progressiva do uso de agrotóxicos na região, assim como é necessária medição ou verificação de parâmetros de qualidade e quantidade de água na Ibiapaba, de forma contínua ou periódica. A saúde e o bem-estar humano, bem como o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados pela deterioração da qualidade das águas.

Palavras-chave: contaminação aquática; poluentes orgânicos persistentes; modelagem.

ABSTRACT

Industrial agriculture, through monocultures, strong mechanization and technology, encourages agricultural practices dependent on large volumes of pesticides. It has also contributed to large loads of pollutants in the water. Globally, agriculture is among the main causes of water pollution and is responsible for the discharge of large quantities of pesticides. In the world, most of the water used is underground, and it has also been suffering from the impacts of pollutants such as pesticides. The degradation of water quality has impacts on biodiversity, people and their health. Brazil is the largest consumer of pesticides in the world. Thus, one way of predicting risks can be through pesticide leaching prediction models, as they can provide an understanding of problems by identifying relationships (cause and effect), predictions and give future suggestions. The general objective of this research was to estimate the potential risk of pollution of groundwater in the Ibiapaba Plateau caused by the active ingredients (a.i.) of pesticides most used in São Benedito. This study modeled two groundwater leaching potential scenarios for 35 pesticide active ingredients, using their respective physicochemical properties, applied to the Groundwater Ubiquity Score (GUS) and LEACH. The results obtained were that five active ingredients (iprodione, methomyl, boscalid, azoxystrobin, dimethoate) can be considered in the transition zone and three (thiophanate-methyl, thiamethoxam and chlorantraniliprole) can be considered in the leaching zone. It was also concluded that there may be risk vulnerability to contamination by pesticides in the Ibiapaba region, especially in regions that have Dystrophic Red Oxisols and Quartzarene Neosols, as in these types of soils, and considering the slope of the land, the potential for infiltration of contaminant can be medium to high. As water is part of sustainable development concerns, there needs to be a ban or progressive reduction in the use of pesticides in the region, as well as measurement or verification of water quality and quantity parameters in Ibiapaba, on a continuous or periodic basis. Human health and well-being, as well as the aquatic ecological balance, must not be affected by deterioration in water quality.

Keywords: aquatic contamination; persistent organic pollutants; modeling.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	OBJETIVOS	12
2.1	Objetivo Geral	12
2.1	Objetivos Específicos	12
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
3.1	Modelo de Produção Agrícola Hegemônico e Agrotóxicos	13
3.2	Poluição dos Recursos Hídricos por Agrotóxicos Químicos e seus Impactos ...	16
3.2.1	<i>Lixiviação de agrotóxicos</i>	<i>16</i>
3.2.2	<i>Suscetibilidade natural.....</i>	<i>17</i>
3.2.3	<i>Agricultura como fonte de poluição difusa da água por meio de agrotóxico</i>	<i>18</i>
3.2.4	<i>Águas Subterrâneas: poluição e contaminação por agrotóxicos</i>	<i>20</i>
3.2.5	<i>Poluição dos recursos hídricos brasileiros por agrotóxicos.....</i>	<i>21</i>
3.3	Modelagem e Modelos	22
3.3.1	<i>Visão Geral de Modelagem e Modelos</i>	<i>22</i>
3.3.2	<i>A Escolha do Modelo</i>	<i>24</i>
3.3.3	<i>Modelos de Previsão de Lixiviação de Agrotóxicos</i>	<i>25</i>
3.3.4	<i>Modelos de Previsão de Lixiviação de Agrotóxicos</i>	<i>26</i>
3.3.4.1	<i>Pressão de vapor (vp).....</i>	<i>26</i>
3.3.4.2	<i>Meia vida do agrotóxico no solo ($t_{1/2}$)</i>	<i>27</i>
3.3.4.3	<i>Solubilidade do agrotóxico na água (W_s)</i>	<i>28</i>
3.3.4.4	<i>Coefficiente de adsorção (K_{oc})</i>	<i>29</i>
4	MATERIAL E MÉTODOS	30
4.1	Área de estudo.....	30
4.2	Fonte de pesquisa.....	31
4.3	Agrotóxicos estudados e propriedades físico-químicas.....	31
4.4	Modelos para avaliação do potencial de lixiviação de agrotóxicos em águas subterrâneas	32
4.5	Estimativa da suscetibilidade natural do Planalto da Ibiapaba à contaminação ambiental pelo uso de agrotóxicos	34
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
5.1	Avaliação do potencial de lixiviação dos agrotóxicos para águas subterrâneas ...	35

5.1.1	<i>Agrotóxicos com não potencial de lixiviação</i>	43
5.1.2	<i>Agrotóxicos na faixa intermediária de lixiviação</i>	44
5.1.3	<i>Agrotóxicos com potencial de lixiviação</i>	45
5.2	Estimativa da suscetibilidade natural do Planalto da Ibiapaba à contaminação ambiental pelo uso de agrotóxicos	47
5.2.1	<i>Mapa de Solos e Condutividade Hidráulica</i>	47
5.2.2	<i>Declividade do terreno</i>	49
6	CONCLUSÃO	53
	REFERÊNCIAS	55

1 INTRODUÇÃO

Globalmente, a maior parte da água utilizada (60% e 70%) é de origem subterrânea (Tortajada; Gómez, 2022). Ela possui múltiplos usos e é fundamental para atividades domésticas, agrícolas e industriais, além de ter papel vital para o equilíbrio ambiental (Monir; Sarker; Islam, 2024). No entanto, a contaminação das águas subterrâneas é um grande desafio global e preocupação nas últimas décadas (Mukherjee *et al.*, 2020), e, dentre suas principais fontes de contaminação, estão produtos químicos utilizados na agricultura, como fertilizantes químicos e agrotóxicos (Pradhan *et al.*, 2023).

Os agrotóxicos abrangem todos os compostos que são utilizados para destruir ou regular organismos indesejáveis no cultivo de vegetais. Eles variam entre suas propriedades físicas e químicas e podem causar efeitos negativos na saúde humana e no meio ambiente, inclusive com impactos na qualidade da água reconhecidos mundialmente (Hassaan; Nemr, 2020).

O Brasil é o maior consumidor de agrotóxicos do mundo (FAO, 2023). Além disso, é também um dos maiores produtores agrícolas do planeta, lucrando bilhões de dólares na produção de grãos, especialmente na produção de soja, razão pelo qual o governo brasileiro vem investindo fortemente no uso de agrotóxicos, apesar de seus impactos sobre o meio ambiente e as pessoas (Gaboardi; Candiott; Panis, 2023).

O Planalto da Ibiapaba, localizado na mesorregião do noroeste do estado do Ceará, é caracterizado predominantemente pela produção de olerícolas e é uma das regiões mais conhecidas pelo uso de agrotóxicos, com um uso indiscriminado desses produtos (Alencar *et al.*, 2013; Trapé, 2022). Nessa região é possível encontrar várias irregularidades em relação ao uso, armazenamento dessas substâncias e destino final de suas embalagens (SEMA, 2018). Portanto, o Planalto da Ibiapaba é conhecido como uma das principais regiões do Ceará com problemas em relação ao uso dessas substâncias (Quental; Belém; Oliveira, 2020), o que faz aumentar as preocupações em relação aos impactos que os agrotóxicos podem estar causando às águas subterrâneas da região.

Em relação aos impactos nos recursos hídricos, a água subterrânea é o maior problema, pois a eliminação de agrotóxicos em aquíferos é, na maioria das vezes, complexa e inviável (Hassaan; Nemr, 2020). Dados sobre impactos e potenciais impactos dos agrotóxicos nas águas subterrâneas na Serra da Ibiapaba são limitados, então, prever esses riscos é fundamental para subsidiar a construção de políticas e estratégias de proteção dos

ecossistemas, gestão de recursos hídricos e saúde pública, assim como para ajudar a assegurar que o controle da poluição da água é importante nas prioridades municipais.

A previsão de riscos relacionados à poluição e contaminação das águas subterrâneas por agrotóxicos pode ser feita através de modelos de previsão de lixiviação dessas substâncias. Além de prever cenários, esses modelos podem fornecer relações de causa e efeito. Ademais, os métodos de previsão de lixiviação de agrotóxicos podem ser utilizados para selecionar quais substâncias devem merecer maior atenção durante estudos específicos e também para obtenção de indicadores ambientais (Gassmann, 2021).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral é estimar o potencial de risco de poluição das águas subterrâneas no Planalto da Ibiapaba causado pelos ingredientes ativos (i.a) de agrotóxicos mais utilizados em uma de suas cidades: São Benedito.

2.2 Objetivos Específicos

- a) Avaliar o potencial de lixiviação dos ingredientes ativos desses agrotóxicos nas águas subterrâneas;
- b) Estimar a susceptibilidade natural da região à contaminação ambiental pelo uso de agrotóxicos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Modelo de Produção Agrícola Hegemônico e Agrotóxicos

De acordo com a FAO (2016), a população mundial dobrou entre 1970 e 2015, mas a produção de cereais quase triplicou, a produção de hortaliças quadruplicou, a produção de tomate aumentou cinco vezes e a produção de soja aumentou oito vezes. Ainda assim, existem, globalmente, 735 milhões de pessoas passando fome no mundo (ONU, 2024) e, no Brasil, por exemplo, na pandemia de COVID-19, o país tinha 70 milhões de pessoas em situação de insegurança alimentar (FAO *et al.*, 2023). Esse considerável aumento na produção foi conseguido através da expansão das terras agrícolas, a introdução de novas variedades de culturas e o uso mais intensivo de agrotecnologias e agroquímicos.

No século XX, teve-se um período determinante para a implantação do pacote tecnológico da Revolução Verde nas áreas rurais brasileiras. A agricultura industrial, baseada no grande uso de agrotóxicos, de sementes transgênicas e na especialização da produção (*commodities*), foi direcionada, principalmente, para as culturas de exportação, em detrimento de culturas alimentares para o mercado interno. A consequência desse modelo foi o beneficiamento, predominantemente, dos grandes e médios produtores, e não criou condições de acesso à política agrícola para a agricultura familiar e camponesa (Weber; Andrade, 2019).

A hegemonia desse modelo de agricultura, apoiado no uso intensivo de agrotóxicos, está associada aos interesses das grandes corporações que orientam a definição das políticas agrícolas pelos países e pelas organizações internacionais (Gurgel *et al.*, 2018). No Brasil, esse modelo assumiu, principalmente nos anos 1960 e 1970, ferramentas como o subsídio de créditos agrícolas, as esferas agroindustriais, as empresas de maquinários de agroquímicos e a consolidação de uma agricultura de exportação (Moreira, 2000 *apud* Porto; Soares, 2012).

Um certo aumento de produtividade, resultado desse modelo, serviu para mascarar muitas externalidades negativas. Soma-se a isso o fato de, predominantemente, o uso de agrotóxicos atender às demandas econômicas das grandes empresas transnacionais. Segundo Jansen (2017), as empresas têm o poder de dominar a regulamentação, principalmente nos países em desenvolvimento, devido a instituições estaduais fracas, o que inclui falta de capacidade regulatória e falta de formação em risco. Exemplo disso é que o Pacote do Veneno (antigo Projeto de Lei nº1459/22 que se tornou a

lei Lei nº 14.785/2023) foi aprovado no Brasil em dezembro de 2023, representando inúmeros riscos para a saúde humana e o equilíbrio ambiental (Dal Bosco; Khauaja, 2023).

Portanto, o esforço dessas grandes empresas para maquiar a realidade vem sendo bem sucedido (Gurgel; Santos; Dantas, 2019). As agências reguladoras brasileiras geralmente são pressionadas pelas grandes corporações do agronegócio, que também influenciam em metodologias e monitoramentos que são aplicados no registro de agrotóxicos no Brasil, como no estabelecimento de limites “aceitáveis” de exposição a agrotóxicos, o que acaba influenciando na liberação do registro de substâncias muito perigosas (Friedrich, 2013; Boone *et al.*, 2014; Carneiro, 2015; Mandrioli; Silbergeld, 2015 *apud* Gurgel *et al.* 2018).

O aumento no uso de agrotóxicos no Brasil também é fruto da expansão crescente de exportações brasileiras, como exportações de milho, cana-de-açúcar e cultivos para agroenergia (Bombardi, 2017). Portanto, a consolidação desse padrão de reprodução do capital pressupõe o avanço das exportações, em detrimento da dimensão do mercado interno, em especial do consumo de massas (Moreira; Magalhães, 2014). No sistema alimentar moderno, fome, subnutrição, obesidade, transtornos alimentares e outras doenças caminham lado a lado, a comida é caracterizada como mercadoria e a fome um negócio (Santos; Glass, 2018).

Além disso, em contraposição à expansão das áreas com cultivos voltados para as *commodities*, tem-se visto uma redução da área com cultivos destinados à alimentação da população, como arroz e feijão (Bombardi, 2017). A área cultivada com feijão no Brasil diminuiu 47%, de 5,034 milhões de hectares em 1990 para 2,769 milhões de hectares em 2019. O cultivo de arroz diminuiu 58% no Brasil, nas três últimas décadas: de 4,158 milhões de hectares em 1990 para 1,727 milhão de hectares em 2019 (Bombardi, 2023).

Outra questão preocupante é o cenário de crescimento para o mercado de agrotóxicos. O mercado de agrotóxicos é um segmento que lucra bilhões de dólares anualmente, é dominado por poucas empresas e está ligado fortemente a outros mercados, como o mercado de *commodities* e de produção agrícola. Um marco regulatório mais forte sobre agrotóxicos em outros países faz do Brasil um mercado de especial importância (Moraes, 2019).

Segundo Bombardi (2017) as empresas de agroquímicos, oligopolisticamente, mantêm a produção e comercialização de ingredientes ativos de acordo com a permissividade da legislação ou sua aplicação em cada país. A União Europeia, por exemplo, adotou, em 2011, um marco regulatório mais restritivo e por isso vários ingredientes ativos estão em fase

de banimento, tendo assim rebatimento nas indústrias instaladas no Brasil, pois a tendência é elas realocarem parte da produção para mercados menos restritivos.

O uso de agrotóxicos no Brasil cresceu substancialmente a partir do início dos anos 1990 (Moraes, 2019). Segundo Porto e Soares (2012), no início dessa década, o Brasil já era o quinto mercado mundial, sendo que em 1994 e em 1998 atingiu a quarta e a terceira posições, respectivamente, apenas superado pelos EUA e Japão. Houveram muitas razões para o crescimento desse segmento industrial, como a estabilização da moeda, a securitização das dívidas e os preços dos produtos agrícolas elevando a renda do produtor e os financiamentos realizados pelas empresas produtoras de agrotóxicos. Em relação a esse último item, a escassez de crédito fez com que as empresas agroquímicas entrassem de forma maciça no financiamento à aquisição de insumos (Martins, 2000 *apud* Porto; Soares, 2012).

De acordo com Valadares, Alves e Galiza (2020) o volume de vendas de agrotóxicos cresceu mais de 2,5 vezes entre 2006 e 2017, saltando de 204,1 mil toneladas para 541,8 mil toneladas de ingrediente ativo, embora o crescimento da área plantada, tenha sido de 26% (de 62,6 milhões de ha para 79 milhões de ha) no período. De acordo com o Ibama (2024), baseado no *histórico de comercialização de agrotóxicos e afins no Brasil 2009-2022*, em 2022 as vendas totais (em toneladas) de produtos formulados de agrotóxicos foi de 800.652,17 mil toneladas, com os herbicidas ocupando o primeiro lugar, seguido de fungicidas, inseticidas e acaricidas.

A Tabela 1 apresenta os dados mais recentes sobre produção, importação, exportação e vendas de ingredientes ativos de agrotóxicos pelo Brasil, elaborado pelo Ibama, que obriga que as empresas que possuam registros de produtos agrotóxicos no Brasil apresentem, semestralmente, ao poder público, relatórios de comercialização de seus produtos.

Tabela 1 – Produção, Importação, Exportação e Vendas de Ingredientes Ativos – 2022 (Toneladas de Ingredientes Ativos)

Atividade	Produtos Técnicos (PT)	Produtos Formulados (PF)
Produção Nacional	124.164,10	664.434,78
Importação	405.266,80	283.307,36
Exportação	5.588,01	5.838,79
Vendas Internas	364.975,58	800.652,17

Fonte: Ibama, 2024.

O Brasil é hoje o maior consumidor de agrotóxicos do mundo (FAO, 2023) e também o que tem maior uso desses produtos por área de cultivo (FAO, 2021b). A Tabela 2 mostra os 10 agrotóxicos mais vendidos no Brasil.

Tabela 2 - Os 10 ingredientes ativos mais vendidos no Brasil em 2022

Ingrediente Ativo	Vendas (ton.IA)	Ranking
Glifosato e seus sais	266.088,12	1º
2,4 - D	65.356,52	2º
Atrazina	47.663,24	3º
Mancozebe	41.747,84	4º
Clorotalonil	36.845,33	5º
Acefato	32.897,56	6º
Dibrometo de Diquate	23.822,62	7º
Clorpirifós	17.679,34	8º
Metomil	16.554,03	9º
Malationa	13.682,61	10º

Fonte: Ibama, 2024.

Segundo Souza e Folgado (2016), não podemos dissociar a produção agrícola, os agrotóxicos, as sementes, principalmente transgênicas, os fertilizantes químicos, os equipamentos agrícolas e os financiamentos bancários. É uma longa cadeia, que recebe muitos financiamentos e benefícios do governo.

Além dos problemas associados ao uso indiscriminado de agrotóxicos, esses produtos são poluentes ambientais onipresentes e causam efeitos adversos na qualidade da água. Eles podem ser transportados para águas superficiais e subterrâneas, através de escoamento e infiltração, causando poluição aos corpos d'água e, assim, reduzindo a usabilidade dos recursos hídricos (Tang *et al.*, 2020).

3.2 POLUIÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS POR AGROTÓXICOS QUÍMICOS E SEUS IMPACTOS

3.2.1 Lixiviação de agrotóxicos

Agrotóxicos são produtos químicos orgânicos produzidos pela indústria agroquímica (Graham, 2017). Alguns contaminantes orgânicos são voláteis e muitos têm baixa solubilidade em água, resultando em alto potencial de absorção de lipídios (lipofilicidade), formando ligações estáveis com lipídios e carboidratos em tecidos de

organismos e com matéria orgânica do solo. Outra característica ambientalmente relevante de muitos contaminantes orgânicos é a persistência no ambiente e potenciais efeitos toxicológicos (FAO; Unep, 2021).

Seis processos podem mover agrotóxicos: lixiviação, difusão, volatilização, erosão e escoamento, assimilação por microrganismos e absorção pelas plantas. A lixiviação é o deslocamento vertical descendente de agrotóxicos através do perfil do solo e da zona não saturada e, finalmente, para as águas subterrâneas. Os agrotóxicos são frequentemente lixiviados pelo solo pelo efeito da chuva ou da água de irrigação (Pérez-Lucas *et al.*, 2018). A lixiviação de agrotóxicos para as águas subterrâneas, através do perfil do solo, ocorre devido a (a) movimento de agrotóxicos junto com a água através de macroporos, canais radiculares e rachaduras conhecidos como fluxo preferencial e (b) movimento lento de agrotóxico/água através de pequenos poros do solo conhecidos como fluxo de matriz. Determinando os tipos de solo e o índice de lixiviação antes da aplicação de agrotóxicos são mecanismos que podem ajudar a minimizar a contaminação das águas subterrâneas por esses produtos (Pradhan *et al.*, 2023).

Existem grandes diferenças no nível que cada agrotóxico exibe de propensão à lixiviação. Alguns agrotóxicos, especialmente aqueles que são aniônicos em pHs ambientais, movem-se quase tão livremente quanto a água através do solo (Gustafson, 1988). O estudo do movimento de agroquímicos no perfil do solo envolve muitos fatores, mas sabe-se que adsorção, degradação e movimento são os principais processos que condicionam o comportamento e o destino dos agrotóxicos no solo. Fatores diferentes e variados, como propriedades físico-químicas do agrotóxico, volatilização, textura e conteúdo de matéria orgânica do solo são responsáveis pela taxa de lixiviação dos agrotóxicos (Pérez-Lucas *et al.*, 2018).

3.2.2 Suscetibilidade Natural

O Programa de Avaliação e Proteção de Águas de Nascente (SWAP) de Ohio define a suscetibilidade como “a probabilidade da(s) água(s) de origem de um sistema público de água serem impactadas por contaminantes em concentrações que possam constituir uma preocupação” (Ohio Epa, 2014, p.1).

A resposta ambiental de um sistema aquático a uma entrada de poluentes depende majoritariamente do que é conhecido como “suscetibilidade inerente”, que é sua capacidade natural de absorver o estresse ambiental e também recuperar facilmente a estabilidade

(Kvaerner; Swensen; Erikstad, 2006). Sistemas aquáticos que tenham alta suscetibilidade significa que se eles forem alterados de forma intensa e extensiva, dificilmente eles retornarão ao seu estado inicial (Nilsson; Grelsson, 1995). A suscetibilidade à poluição pode estar relacionada à capacidade de limpeza dos sistemas aquáticos ou ao tempo que um contaminante pode persistir nele (Goméz *et al.*, 2014); isso significa que áreas com menor retenção de contaminantes serão menos suscetíveis a descargas de contaminantes do que aquelas com retenções mais longas (Abdelrhman, 2005; DiLorenzo *et al.*, 1994).

Esta pesquisa decidiu estudar a suscetibilidade da região da Ibiapaba pois o objetivo de uma análise de suscetibilidade é sugerir ações que um sistema público de água e uma comunidade podem tomar para definir e reduzir ainda mais a susceptibilidade à sua fonte de água potável, ela também ajuda a decidir quais medidas e estratégias priorizar, assim como identificar os níveis e tipos de ações de proteção que possam ser necessários e determinar se uma avaliação adicional é necessária (Ohio Epa, 2014).

A análise da suscetibilidade do Planalto da Ibiapaba nesta pesquisa foi realizada através da análise da condutividade hidráulica do solo e da declividade dos terrenos da região da Ibiapaba. De acordo com Cavalcante e Primo (2023), a combinação de solos com alta condutividade hidráulica e declives baixos podem determinar a suscetibilidade natural ao risco ambiental causado pelo uso de agrotóxicos.

3.2.3 Agricultura como fonte de poluição difusa da água por meio de agrotóxicos

Os recursos hídricos do mundo para a alimentação e a agricultura estão em um ponto de ruptura. As pressões humanas sobre os sistemas de água doce estão também se intensificando por estarem sendo levados aos seus limites de produção (FAO, 2021a). Mais de 733 milhões de pessoas vivem em países com estresse hídrico alto (70%) e crítico (100%), representando quase 10% da população global. Globalmente, a agricultura é responsável por 72% de todas as retiradas de águas superficiais e subterrâneas, principalmente para irrigação (FAO, 2021).

Dentre as principais fontes de poluição existentes, tem-se o escoamento superficial de terras agrícolas, onde produtos químicos como os agrotóxicos são utilizados (Dwivedi, 2017). Os agrotóxicos podem ser sorvidos em partículas suspensas e depositados nas camadas sedimentares dos ambientes aquáticos. Além disso, os resíduos desses produtos podem aumentar amônio, nitrito, nitrato e sulfato em sistemas aquáticos (AbuQamar *et al.*,

2024). A expansão agrícola tem contribuído com grandes cargas de poluentes na água (FAO, 2017).

Os principais processos de dissipação dos agrotóxicos nos campos agrícolas são transporte e degradação. Porém, grandes partes da massa de agrotóxicos não são totalmente degradadas, mas são transformadas em produtos de transformação (TPs), conhecidos também como metabólitos. Os TPs são frequentemente mais estáveis e mais móveis do que seus compostos parentais, e é por isso que eles são frequentemente detectados em rios e águas subterrâneas (Gassmann, 2021).

Na maioria dos países de alta renda e em muitas economias emergentes, a poluição agrícola já lidera o primeiro lugar como principal fator de degradação das águas interiores e costeiras. Nos Estados Unidos da América, por exemplo, a agricultura é a principal fonte de poluição de rios e córregos, a segunda fonte principal em pântanos e a terceira fonte principal em lagos. A poluição da água resultante representa muitos riscos não só para os ecossistemas aquáticos, mas também para a saúde das pessoas e as atividades de produção (US EPA, 2016).

Exemplo disso é a síndrome do bebê azul, na qual altos níveis de nitratos na água podem causar metahemoglobinemia – uma doença potencialmente fatal – em bebês. Além disso, a intoxicação aguda por agrotóxicos causa significativa morbidade humana e mortalidade em todo o mundo, especialmente nos países do Sul Global, onde os agricultores pobres costumam usar formulações de agrotóxicos altamente perigosas (FAO, 2017).

As águas superficiais em 74% das terras agrícolas globais correm algum risco de poluição por agrotóxicos (Tang *et al.*, 2021). Segundo os mesmos autores, o declínio em anfíbios tem sido ligado à contaminação por essas substâncias. Por exemplo, seu estudo descobriu que 0,37 milhões de km² de áreas em risco de poluição por mistura de agrotóxicos cruzam o habitat de pelo menos um dos anfíbios ameaçados ou espécies criticamente ameaçadas.

Os agrotóxicos são o segundo maior poluente da agricultura. É importante ressaltar também que escassez global de água é causada não apenas pela escassez física do recurso, mas também pela progressiva deterioração da qualidade da água em muitos países, reduzindo a quantidade de água que é seguro de usar (FAO, 2017). Além disso, a matriz do solo atua como reservatório de agrotóxicos devido à sua alta capacidade de interagir com tais substâncias (Syafudin *et al.*, 2021). Apesar de haver uma perda do agrotóxico pela degradação microbiana e adsorção ao solo, eles são frequentemente relatados como

contaminantes na água potável (Panis *et al.*, 2022), reduzindo a potabilidade da água para consumo humano (Aydinalp; Porca, 2004).

A poluição por misturas de agrotóxicos também é uma questão global emergente porque elas podem provocar toxicidade sinérgica em substâncias não-alvo, organismos sob exposições agudas e crônicas (Tang *et al.*, 2021). Além dos problemas de saúde humana, Tang et al. (2021) descobriram que, globalmente, 0,62 milhões de km² de terras agrícolas em regiões que sofrem de abastecimento de água altamente variável e escasso enfrentam alto risco de poluição por misturas de agrotóxicos, entre os quais 20,1% está localizado em países de renda baixa e média-baixa.

3.2.4 Águas Subterrâneas: poluição e contaminação por agrotóxicos

Globalmente, a maior parte da água utilizada (60% e 70%) é subterrânea (Tortajada; Gómez, 2022). Elas fornecem cerca de 50% da água potável mundial e 43% da água agrícola (Monir; Sarker; Islam, 2024). A água subterrânea é encontrada no subsolo e pode ficar escondida nas fissuras e espaços das rochas e sedimentos, hospedada no que é conhecido como “aquífero”. Um aquífero é uma rocha porosa que contém água e da qual a água pode ser extraída (IAEA, 2023).

A disponibilidade de água subterrânea para uso como recurso depende da quantidade, da qualidade da água e da taxa com que a água reabastece um aquífero subterrâneo (Healy *et al.*, 2007). As águas subterrâneas possuem múltiplos usos e são muito importantes para as atividades residenciais, agrícolas e industriais, tendo papel vital para o equilíbrio ambiental (Monir; Sarker; Islam, 2024). No entanto, as águas subterrâneas têm sido ameaçadas por diversos fatores.

A causa mais prevalente do esgotamento das águas subterrâneas são as práticas agrícolas (Monir; Sarker; Islam, 2024). O uso das águas subterrâneas na irrigação tem ameaçado a sustentabilidade dos aquíferos e, portanto, a produção agrícola futura (Tortajada; Gómez, 2022). A contaminação das águas subterrâneas também é um grande desafio global e preocupação nas últimas décadas (Mukherjee *et al.*, 2020). As fontes de contaminação das águas subterrâneas são numerosas e diversas, e dentre as principais estão produtos químicos utilizados em agricultura, como fertilizantes químicos e agrotóxicos (Pradhan *et al.*, 2023).

Uso intensivo de agrotóxicos e fertilizantes tem causado poluição grave (Tortajada; Gómez, 2022). O ingrediente ativo atrazina, por exemplo, foi quantificado em 50% das amostras de águas subterrâneas (em valores que variam de 0.07 a 1.40 µg/L) em um

estudo feito por Urseler *et al.* (2022), em dezoito fazendas leiteiras que foram analisadas na planície pampeana da Argentina. Além disso, os níveis de atrazina em 44,4% das amostras de água subterrânea e 11,1% das amostras de leite bovino ($n = 18$) ultrapassaram os limites internacionais estabelecidos como seguros para consumo humano.

3.2.5 Poluição dos recursos hídricos brasileiros por agrotóxicos

O Brasil usa sua disponibilidade hídrica para produzir insumos para todo o mundo. Esse fato o coloca no centro do debate sobre o uso dos recursos hídricos, poluição e contaminação de suas águas. Além disso, embora o Brasil detenha a maior reserva de água doce do planeta, ele padece de problemas na sua distribuição e qualidade, na relação demanda-oferta e na aplicação dos instrumentos legais (Pires *et al.*, 2019).

Resíduos de agrotóxicos legados foram relatados como contaminantes da água potável em todo o mundo (EPA, 2021). Resultados semelhantes foram relatados para o agrotóxico mais utilizado no Brasil, o glifosato (Van Stempvoort *et al.*, 2016; Tang *et al.*, 2015). Um estudo de Nascimento (2013), no rio Natuba em Pernambuco, mostrou a presença de ingredientes ativos de agrotóxicos em amostras de água.

Um estudo mais recente de Panis *et al.* (2022) também detectou agrotóxicos nos corpos hídricos do Paraná, e ainda associou 542 casos de câncer à água potável contaminada por agrotóxicos. Além disso, encontraram o composto DDT-DDD-DDE, que apesar de ter sido banido do Brasil em 1985, foi detectado na água potável de quase todos os municípios analisados.

Outro grande problema é o coquetel de agrotóxicos que pode se formar tanto nas águas superficiais e subterrâneas, e que já foram detectados em água potável. No Rio de Janeiro, em Goytacazes, um estudo detectou que 27 tipos de agrotóxicos chegaram a as torneiras da região e, ainda assim, essa água foi utilizada para consumo humano (Menezes *et al.*, 2021). O coquetel de agrotóxicos constitui um sério problema pelo fato de juntos, muitos agrotóxicos poderem apresentar um efeito mais tóxico do que só um ingrediente ativo isolado.

Milhorne *et al.* (2015) detectaram 100% de contaminação em amostras de águas superficiais e 62% em águas profundas, em concentrações globais de 1.1-17.3 µg/L e n.d.-8.9 µg/L, respectivamente. Os fungicidas Propiconazol e Difenconazol foram os mais frequentes e com maiores concentrações em águas superficiais.

Sousa *et al.* (2020), avaliaram amostras de água de 10 reservatórios, ao longo do estado do Ceará, e detectaram em 60% deles nível de Atrazina 5-6 vezes superior ao limite convencionado pelo Ministério da Saúde, incluindo 7.0-8.0 µg/L de Atrazina em amostras dos reservatórios do Vale do Jaguaribe - CE.

Oliveira *et al.* (2016) investigaram o destino de inseticidas organoclorados utilizados nos perímetros irrigados da Bacia do Jaguaribe, no Ceará. Foram detectadas concentrações preocupantes de Heptacloro e Lindano em amostras de sedimentos de zona fluvial e estuarina, que foram considerados particularmente alarmantes no domínio estuarino, pelo risco ecológico à microbiota local. De acordo com Ferreira *et al.* (2016) também foi detectada a presença de agrotóxicos no maior reservatório de água subterrânea do Ceará, o aquífero Jandaíra, e no baixo Jaguaribe.

Os riscos da exposição humana a agrotóxicos incluem aumento do risco de disfunção da tireóide, risco de câncer hematológico, alteração da função renal e risco de carcinoma renal (Shearer *et al.*, 2021; Andreotti *et al.*, 2020), um nível alto de incidência de doença de Parkinson (Shrestha *et al.*, 2020), disrupção hormonal feminina, evidências de ocorrência de distúrbio imunológico, dentre outras doenças graves (Parks *et al.*, 2019; Cooper *et al.*, 2004).

Os riscos e os riscos potenciais para a saúde humana e os ecossistemas decorrentes da exposição dos recursos hídricos através do uso de agrotóxicos requerem atenção. Assim, ferramentas podem ser empregadas de modo a auxiliar em um processo de gerenciamento da área. Muitos pesquisadores (as), por exemplo, utilizam-se de uma importante ferramenta para a análise do potencial de lixiviação de agrotóxicos na água, que é a modelagem matemática e uso de índices aplicados a partir de fórmulas e critérios validados em estudos científicos, que formam modelos de previsão de lixiviação de agrotóxicos tanto para águas superficiais quanto subterrâneas (Marques *et al.* 2019).

3.3 MODELAGEM E MODELOS

3.3.1 Visão Geral de Modelagem e Modelos

Na área da ciência, a modelagem matemática tenta definir matematicamente um problema, situação ou fenômeno não matemático, as relações entre as situações, e tenta descobrir também padrões matemáticos dentro dessas situações e fenômenos (Verschaffel;

Greer; De Corte, 2002), tendo o modelo como o produto fruto do resultado da modelagem (Dundar; Gokkurt; Soylu, 2012).

Quando estudos de campo bem concebidos para avaliar o transporte de agrotóxicos fora do local de aplicação são inviáveis de se realizar, modelos matemáticos podem ser uma boa opção para simular a realidade (IUPAC, 1995). Alguns modelos, por exemplo, podem simular o destino dos poluentes e a mudança resultante no estado da qualidade da água, ajudando a compreender os impactos na saúde humana e nos ecossistemas. Os modelos também podem ajudar a determinar a eficácia e os custos de ações e remediações (Gassmann, 2021).

Eles também podem ser classificados de acordo com o resultado que preveem e pelo nível de compreensão que se baseiam. Por exemplo, existem os modelos determinísticos, que ignoram a variação aleatória e sempre prevê o mesmo resultado a partir de um determinado ponto de partida, ao contrário dos modelos estocásticos, que têm natureza mais estatística e podem prever a distribuição de possíveis resultados. Existem também os modelos mecanicistas, que levam em conta os mecanismos através dos quais as mudanças ocorrem, considerando a hierarquia de organizações e estruturas dentro do sistema que se pretende modelar. Já os modelos empíricos não consideram os mecanismos pelo qual essas mudanças no sistema ocorrem (Lawson; Marion, 2008).

As divisões sobre modelos descrita anteriormente são apenas uma pequena parte de uma grande variedade de tipos de modelos. Além disso, esses dois métodos de classificação apresentados são complementares, o que significa que um modelo determinístico pode ser mecanicista ou empírico (Lawson; Marion, 2008).

Apesar dos seus diversos benefícios, os modelos também podem apresentar limitações. Os modelos numéricos, por exemplo, podem muitas vezes reduzir internamente o cálculo do intervalo de tempo no caso de eventos de fluxo rápido (Larsbo; Jarvis, 2003; Gassmann *et al.*, 2013). No caso dos modelos de previsão de lixiviação de agrotóxicos, eles também podem ser limitados por, na maioria das vezes, serem capazes de detectar facilmente os compostos parentais e não os produtos de transformação (TPs) de agrotóxicos (Bingner; Theurer; Yuan, 2011). Embora seja possível simular TPs em diversas execuções, as interações complexas entre TPs muitas vezes não podem ser consideradas (Gassmann, 2021). Por isso, este trabalho não considerará modelos que trabalhem com TPs. No entanto, ressalta-se a importância de estudar esses compostos para se obter uma visão abrangente do problema de poluição e contaminação das águas por agrotóxicos.

Em geral, deve-se considerar que os modelos nunca refletem completamente a realidade, mas sempre simplificam o comportamento de um produto químico no ambiente ou em compartimentos ambientais. Portanto, ao se interpretar os resultados obtidos pelos modelos, devem ser levadas em consideração suas simplificações (IUPAC, 1995).

Geralmente, a maioria dos modelos de lixiviação têm uma complexidade de processo de transformação moderada a alta. Existem diversos modelos de previsão de lixiviação e, antes de um modelo ser escolhido, é necessário se atentar a alguns critérios, que serão detalhados a seguir.

3.3.2 A Escolha do Modelo

A escolha da complexidade do modelo é sempre um equilíbrio entre esforço de representação e parametrização de processos (Gassmann, 2021). De acordo com IUPAC (1995), é importante escolher um modelo que tenha sido validado em mais de um estudo, tenha bom suporte ao usuário, requeira uma quantidade de entrada de dados apropriada para a aplicação e tenha um histórico de produção de resultados aceitáveis para cientistas e autoridades reguladoras. Os seguintes critérios devem ser usados ao selecionar e avaliar um modelo de simulação e modelos ambientais (IUPAC, 1995):

- a) Validação e calibração com dados experimentais;
- b) Adequação do modelo para a tarefa em questão;
- c) Disponibilidade do modelo e suporte ao usuário;
- d) Disponibilidade de dados de entrada; e
- e) Facilidade de uso.

Em alguns modelos, alguns detalhes do processo podem ser necessários apenas em casos específicos, considerando o estudo e a região estudada. Por exemplo, a diferenciação entre fotólise nas superfícies das plantas e transformação microbiana no solo pode não ser relevante para herbicidas pré-emergentes na Europa Central, mas para fungicidas ou inseticidas em pomares mediterrâneos (Gassmann, 2021).

Outro exemplo é em relação aos TPs: como as informações experimentais sobre o destino ambiental dos TPs são raros, um maior grau de representação de processos em modelos pode nem mesmo ser desejável (Gassmann *et al.*, 2014). Ademais, é importante que a variabilidade nos processos naturais e nas condições de campo sejam reconhecidas, assim

como usar métodos de análise probabilísticas (estocástica) sempre que possível (IUPAC, 1995).

3.3.3 Modelos de Previsão de Lixiviação de Agrotóxicos

Os modelos de previsão de lixiviação de agrotóxicos podem ter diferentes finalidades, incluindo triagem, avaliação de regulação de exposição e pesquisa. Os modelos utilizados nesta pesquisa são modelos de triagem, que são considerados mais simples de usar por possuírem requisitos de entrada menos exigentes. Por isso, geralmente, eles são mais usados para consulta e úteis para definir prioridades e identificar potenciais problemas. Ou seja, eles são um primeiro passo para examinar o potencial de lixiviação e escoamento de agrotóxicos, desde que suposições conservadoras de entrada sejam usadas (IUPAC, 1995).

Já os modelos regulatórios são mais complexos que os de triagem. Eles podem ter largos requisitos de dados de entrada e são frequentemente aplicados em avaliações quantitativas de potenciais impactos químicos. Os modelos de pesquisa são geralmente os menos fáceis de usar, pois eles possuem requisitos de dados extensos e possuem vários tipos de aplicações (IUPAC, 1995).

Existem também os modelos de índice, que integram o efeito dos diferentes processos de destinos e transportes em parâmetros agrupados e são inerentemente sujeitos a simplificações, que limitam a sua utilização para previsões em tempo real. Embora sejam amplamente utilizados para a classificação relativa de produtos químicos perigosos, quando combinados com sistemas de informação geográfica (SIG), têm o potencial de uso para avaliação preliminar em escala regional da vulnerabilidade das águas subterrâneas a poluentes de fontes difusas (Hantush; Mariño; Islam, 2000).

Em relação à escala temporal, os modelos podem considerar minutos, horas, dias ou até mesmo anos. Alguns modelos em escala de captação operam em um intervalo de tempo de uma hora ou menos, e outros podem até mesmo simular compostos parentais de agrotóxicos em grande escala de captação com um intervalo de tempo de um dia, como os modelos SWAT e AnnAGNPS. Em contraste, muitos dos modelos de lixiviação em escala de campo, como o GLEAMS e o PRZM, operam em um intervalo de tempo diário o que geralmente é adequado para o processo de lixiviação relativamente lento (Gassmann, 2021). Como os modelos servem como um resumo conciso e preciso do conhecimento sobre o comportamento dos agrotóxicos no meio ambiente, explorá-los é uma forma eficiente de acessar esse conhecimento (IUPAC, 1995).

Dessa forma, considerando os critérios de aceitabilidade de um modelo, o modelo GUS e o modelo LEACH seriam apropriados para avaliar a lixiviação potencial de águas subterrâneas no Planalto da Ibiapaba. Vale ressaltar que os modelos escolhidos e apresentados a seguir referem-se apenas aos constituintes originais de agrotóxicos e, portanto, não são adequados para descrever o destino dos seus metabólitos no meio ambiente.

O índice de LEACH (Laskowski *et al.*, 1982) assinala a potencialidade de contaminação tanto de lençóis subterrâneos quanto dos superficiais (Armas *et al.*, 2005) e é capaz de determinar a capacidade dos agrotóxicos de se movimentarem tanto por escoamento superficial, quanto por lixiviação. O índice LEACH, ao contrário da maioria, não enquadra os princípios ativos em classes de potencialidade de contaminação ambiental, mas o seu entendimento deve partir do raciocínio de que quanto maior for o valor, maior será a tendência de lixiviação do produto (Armas *et al.*, 2005). Assim, ele pode ser utilizado em conjunto com os outros modelos como método de comparação.

A Pontuação de Ubiquidade das Águas Subterrâneas (GUS) foi desenvolvida por Gustafson (1989) e se baseia nas propriedades físico-químicas do agrotóxico relacionadas à persistência e capacidade de ligação ao solo (Andrade; Stigter, 2009). O índice de GUS para um ingrediente ativo (ia) investigado considera os valores da meia-vida da substância no solo e o coeficiente de partição entre o carbono orgânico do solo e a água.

O índice de GUS prevê valores de índice negativos em caso de meia-vida baixa e alta adsorção por agrotóxicos, considerando as características de mobilidade dessas substâncias (Demir; Dilek; Yetis, 2019). Esse índice pode mostrar a tendência de mobilidade para corpos d'água e águas subterrâneas em níveis de deslocamentos que variam de extremamente baixos a muito altos (Marques *et al.*, 2019).

3.3.4 Identificação das variáveis-chave dos modelos utilizados e relação entre si

3.3.4.1 Pressão de vapor

A pressão de vapor (*vapor pressure* - *vp*) de um agrotóxico é uma propriedade básica essencial na investigação da sua volatilidade (Leistra, 2011) porque ela representa a tendência do agrotóxico de se "evaporar", ou seja, de se transformar em vapor. Em geral, os agrotóxicos com baixas pressões de vapor têm menos probabilidade de se transformarem em um vapor e entrar no ar e aqueles com altas pressões de vapor têm maior probabilidade de entrar no ar (Hanson; Bond; Buhl, 2016).

A pressão de vapor depende do tamanho e grupos funcionais de um composto orgânico (Pereira *et al.*, 2016). De acordo com Hanson, Bond e Buhl (2016), agrotóxicos com pressões de vapor abaixo de 0.000001 mmHg são considerados de baixa volatilidade; entre 0.000001 mmHg e 0.01 mmHg são considerados de volatilidade moderada; e com mais de 0.01 mmHg são considerados altamente voláteis.

Na volatilização de agrotóxicos do solo e da água, tanto a sua pressão de vapor como a sua partição no ar, na água e nas fases sólidas desempenham um papel importante (Leistra, 2011). Conhecer a pressão de vapor de um agrotóxico pode nos ajudar a prever, dentre outras coisas, para onde irá o agrotóxico depois de aplicado; quanto tempo o agrotóxico pode permanecer na água, nas plantas e no solo (Hornsby; Wauchope; Herne, 1996) e se pessoas ou animais correm o risco de respirar o agrotóxico. Se se conhece a pressão de vapor de um agrotóxico, isso pode ajudar a prever melhor como ele agirá tanto dentro e fora das residências (Hanson; Bond; Buhl, 2016).

Semelhante à solubilidade em água, a pressão de vapor também pode ajudar a determinar a volatilidade de uma substância em solução aquosa (Barrigossi *et al.*, 2005; Oliveira; Brighenti, 2011 *apud* Pereira *et al.*, 2016). Uma característica notável é que a pressão de vapor é dependente, geralmente de forma não linear, da temperatura, e varia com as condições climáticas (Silva; Fay, 2004), o que explica por que as perdas devido à volatilidade são maiores em climas tropicais do que em climas temperados (Pereira *et al.*, 2016).

3.3.4.2 Meia vida do agrotóxico no solo ($T_{1/2}$)

A meia vida de um agrotóxico está relacionada com a persistência dele no meio ambiente e só se aplica aos agrotóxicos orgânicos, ou seja, aqueles que possuem componentes de carbono. A meia vida se refere ao tempo que leva para que uma certa quantidade de um agrotóxico seja reduzida pela metade, à medida que ele se dissipa ou se decompõe no ambiente (Hanson *et al.*, 2015). Por exemplo, se a meia-vida de um agrotóxico é de 30 dias, isso significa que metade irá permanecer no ambiente após 30 dias (Barrigossi *et al.*, 2005).

É importante destacar que cada agrotóxico pode ter várias meias-vidas, pois elas dependem das condições do ambiente, ou seja, muitos fatores podem influenciar o tempo que um agrotóxico permanece no meio ambiente, como a luz solar, temperatura, a presença de oxigênio, tipo de solo, a atividade microbiana etc. A meia-vida ambiental de um agrotóxico é importante porque pode ajudar a estimar se um agrotóxico tende ou não a se acumular no

meio ambiente (Hanson *et al.*, 2015), assim também como é importante para produtos aplicados no solo e para previsões de possível contaminação ambiental (Pereira *et al.*, 2016).

Para estimar a persistência, a meia-vida dos agrotóxicos pode ser agrupada em três grupos: baixa (meia-vida inferior a 16 dias), moderada (16 a 59 dias) e alta (acima de 60 dias). Como as condições ambientais podem mudar com o tempo influenciando a meia vida de um agrotóxico, não existe um valor único para a meia-vida de agroquímicos. Assim, é impossível registrar uma meia-vida única e consistente; umas das melhores abordagens é assumir condições ambientais médias (Hanson *et al.*, 2016; Pereira *et al.*, 2016). Assim, as meias-vidas só podem ser usadas como estimativas e para comparação entre diferentes produtos (Minguela; Cunha, 2011). Estudos de campo podem fornecer uma ideia mais realista de como o agrotóxico atuará no meio ambiente, porém, os valores de meia-vida de tais estudos também podem variar muito dependendo das condições exatas (Pereira *et al.*, 2016)

3.3.4.3 Solubilidade do agrotóxico na água (*Ws*)

A solubilidade de um agrotóxico em água se refere à sua quantidade máxima que pode ser dissolvida na água (Barrigossi *et al.*, 2005; Martins *et al.*, 2013). A solubilidade em água é medida em mg/L, o peso do agrotóxico (em miligramas) que se dissolverá em um litro de água (L) (Npic, 2024), como pode ser visto no Quadro 1. Quanto mais solúvel é uma substância, ela terá mais chances de se transportar através do meio ambiente (Pereira *et al.*, 2016).

Quadro 1 - Classificação da solubilidade na água

Baixa solubilidade em água	menos de 10 mg/L ou 10 ppm ¹
Solubilidade moderada em água	10 - 1,000 mg/L or 10 - 1,000 ppm ¹
Alta solubilidade em água	mais de 1,000 mg/L ou 1,000 ppm ¹

Fonte: Ney (1995) *apud* NPIC (2023)

Alguns agrotóxicos são muito solúveis em água, podendo viajar com a água, através dos rios, ou através do solo, aumentando a probabilidade de atingir as águas subterrâneas. Alguns outros agrotóxicos já não são muito solúveis em água, e os agrotóxicos insolúveis têm maior probabilidade de se aderirem ao solo do meio ambiente (Npic, 2024). Produtos químicos com alta solubilidade em água são transportados para maiores profundidades. Em geral, agroquímicos com solubilidade acima de 30 ppm podem ser sujeitas à lixiviação e consequente contaminação das águas subterrâneas (Pereira *et al.*, 2016).

Produtos químicos altamente solúveis na água tendem a acabar nos sistemas aquáticos; no entanto, este ciclo pode ser modificado por vários processos incluindo sorção e evaporação. Por isso, embora saber os valores de solubilidade da água dos agrotóxicos seja importante, não é recomendado que esse único parâmetro seja usado sozinho para prever a percolação; é recomendado que ele seja avaliado junto com a partição solo-água (Pereira *et al.*, 2016).

3.3.4.4 Coeficiente de adsorção (*Koc*)

O *Koc* é o coeficiente de adsorção do agrotóxico no solo e, quanto maior for o seu valor, isso significará que mais fortemente o agrotóxico se adsorverá ao solo. Se um agrotóxico tem fraca adsorção, ou seja, baixo *Koc*, e, ao mesmo tempo, alta solubilidade, isso significa que ele se moverá na forma dissolvida; enquanto um agrotóxico com forte adsorção, ou seja, com alto *Koc*, se moverá principalmente através da associação dele a solo erodido ou partículas de sedimentos do solo. Geralmente, à medida que a solubilidade em água do agrotóxico aumenta, o *Koc* diminui. (Long; Gan; Nett, 2012).

Quadro 2 - Classificação da mobilidade de acordo com os valores de *Koc*

Mobilidade	<i>Koc</i> mL/g
Mobilidade muito alta	0 - 50
Mobilidade alta	51 - 150
Mobilidade média	151 - 500
Mobilidade baixa	501 - 2000
Ligeira mobilidade	2001 - 5000
Imóvel	> 5000

Fonte: McCall *et al.* (1980) *apud* Álvarez *et al.* (2023).

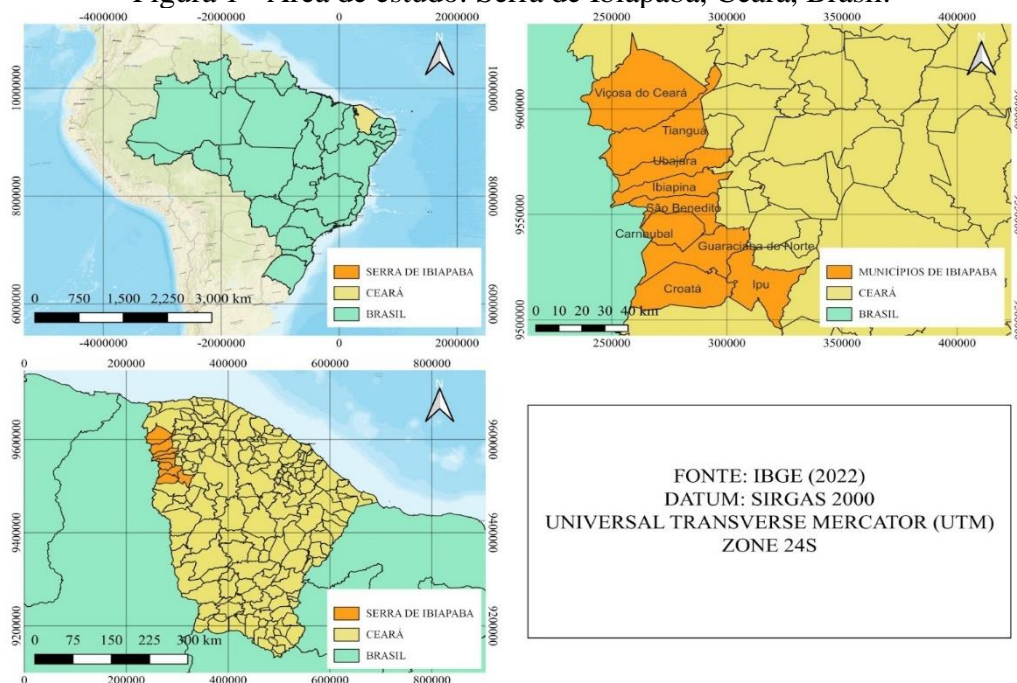
Solubilidade em água, pH, polaridade, tamanho e configuração determina principalmente a adsorção. A adsorção de um composto ao solo pode ser medida de diversas maneiras, uma delas é o *Koc* (que também é conhecido como Coeficiente de Partição Carbono Orgânico-Água ou a fração orgânica). Essas medidas são de grande importância pois podem descrever o movimento ou potencial de mobilidade de um agroquímico no solo, sedimentos e águas subterrâneas (Pereira *et al.*, 2016).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A área de estudo (Figura 1) corresponde ao Planalto da Ibiapaba, popularmente conhecido como “Serra da Ibiapaba”, localizada na mesorregião do Noroeste do estado do Ceará e que abrange nove municípios: Carnaubal, Croatá, Guaraciaba do Norte, Ibiapina, Ipu, São Benedito, Tianguá, Ubajara e Viçosa do Ceará (Fontenele; Diniz, 2018; Seplag, 2015).

Figura 1 - Área de estudo: Serra de Ibiapaba, Ceará, Brasil.



Fonte: elaboração própria.

Os solos predominantes na região são neossolos e latossolos, presentes em todos os nove municípios (Carnaubal, Croatá, Guaraciaba do Norte, Ibiapina, Ipu, São Benedito, Tianguá, Ubajara, Viçosa do Ceará); o clima predominante é o clima tropical quente semiárido brando e a média da pluviometria histórica da região é de 1.220 mm (Ipece, 2024). As características geoambientais dominantes da região são domínios naturais do Planalto da Ibiapaba e dos sertões (Seplag, 2015) e sua área territorial é de 5.697 km², com população estimada de 359.296 habitantes (Seplag, 2019). Já São Benedito tem uma área de 338km², uma população estimada de 46.949 pessoas, e um Produto Interno Bruto (PIB) de 0,31.

Entre as principais culturas da região estão o plantio de cana-de-açúcar, batata doce, castanha de caju, morango, tomate e pimentão, além de outras frutas e hortaliças

(Trapé, 2022). Devido aos terrenos mais planos, bem como os fatores geográficos ligados à iluminação o ano inteiro, favorecendo o calor durante o dia, e o frio à noite, a região também é considerada um polo de produção de flores no Ceará (Fontenele e Diniz, 2018).

4.2 Fonte de pesquisa

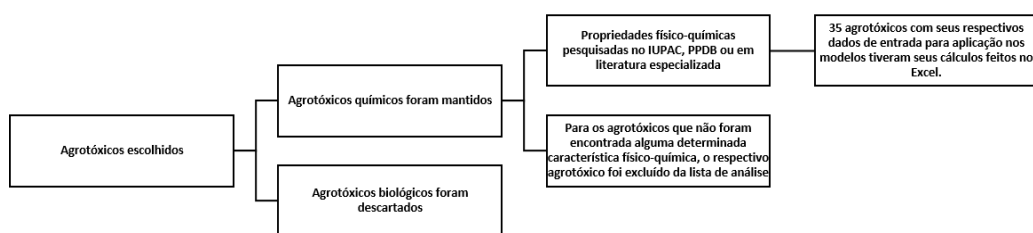
A aplicação deverá ser documentada por artigos revisados por pares ou relatórios científicos de órgãos públicos e entidades que trabalham com esse tema. Para encontrar bibliografia do assunto em questão, as plataformas de literatura científica *Web of Science*, *SciELO*, *ScienceDirect* e *Google Acadêmico* foram empregadas usando as palavras-chave “agrotóxicos”, “pesticides”, “modelagem” em combinação com “modelos de lixiviação de agrotóxicos”, “lixiviação”, “águas subterrâneas” e “*pesticide leaching models*”.

4.3 Agrotóxicos estudados e propriedades físico-químicas

O estudo foi realizado para 35 agrotóxicos que são considerados em uso na cidade de São Benedito - Planalto da Ibiapaba. A escolha desses agrotóxicos foi baseada na pesquisa de Martins (2024), que investigou os efeitos do uso intensivo de agrotóxicos e da contaminação por metais pesados na qualidade do solo em áreas cultivadas e estudou os agrotóxicos mais utilizados em São Benedito. Os nomes e propriedades físico-químicas dos ingredientes ativos dos agrotóxicos abordados neste estudo são apresentados nos resultados.

Essas propriedades, que foram utilizadas como variáveis de entrada dos modelos, em sua maioria foram extraídas do *International Union of Pure and Applied Chemistry* (IUPAC), com exceção de dados que a plataforma não tinha, e que, então, foram extraídos de outros bancos de dados, como *Pesticide Properties Data Base* (PPDB), *Environmental Protection Agency* (EPA) ou da literatura científica sobre o tema. A escolha dos agrotóxicos e triagem de informações se deu como no exposto na imagem X.

Figura 2 - Passo a Passo da Triagem de Informações dos Agrotóxicos Escolhidos



Fonte: Elaboração da autora.

4.4 Modelos para avaliação do potencial de lixiviação de agrotóxicos em águas subterrâneas

Os modelos de previsão de lixiviação de agrotóxicos em águas subterrâneas foram escolhidos com base nos modelos mais reconhecidos e validados na literatura científica referente ao tema, disponibilidade de dados de entrada, facilidade do uso, adequação do modelo para a tarefa em questão e no equilíbrio entre esforço de representação e parametrização de processos.

Com a finalidade de comparar as estimativas de lixiviação dos agrotóxicos tratados neste estudo, serão utilizados dois índices de potencial de lixiviação: GUS e LEACH, a serem descritos na tabela 4. De acordo com Souza e Green (2016), essa prática tende a diminuir as lacunas existentes nos índices, como a necessidade de confirmação de cenários.

Tabela 3 - Modelos para triagem do potencial de contaminação das águas subterrâneas por agrotóxicos

Índice	Equação	Critério de Avaliação	Referência
GUS	$GUS = \log(t1/2solo) \times (4 - \log koc)$	<p>GUS > 2.8: Zona de Lixiviação</p> <p>GUS < 1.8: Não Lixiviação</p> <p>GUS = 1.8 à 2.8: Zona de transição</p>	Gustafson (1989)
LEACH	$LEACH = [(Ws. T1/2 solo)/(Vp. Koc)]$	Comparação: valores mais baixos, menor potencial de lixiviação.	Laskowski et al. (1982)

Fonte: Elaboração da autora.

Modelo 1: Índice de LEACH

O índice de LEACH foi escolhido pelo fato dele poder ser utilizado em conjunto com os outros modelos como método de comparação. Ele pode ser calculado por meio da Equação 1 (Marques *et al.* 2019):

$$LEACH = [(Ws \cdot T_{1/2 \text{ solo}})/(Vp \cdot Koc)] \quad (1)$$

Onde:

Ws – solubilidade do ingrediente ativo de agrotóxico em água
 $T_{1/2}$ - representa o tempo de meia vida do agrotóxico no solo
 Vp – é a pressão de vapor
 Koc – é o coeficiente de adsorção à matéria orgânica

Modelo 2: Groundwater Ubiquity Score (GUS)

O GUS foi escolhido pois pode ser usado para classificar os agrotóxicos quanto ao seu potencial de se deslocarem para as águas subterrâneas. Ele pode ser calculado por meio da Equação 2:

$$GUS = \log(t_{1/2 \text{ solo}}) \times (4 - \log(koc)). \quad (2)$$

Onde:

$t_{1/2 \text{ solo}}$ – representa a meia vida do produto no solo (dias);
 Koc – é o coeficiente de adsorção ao carbono orgânico (L.kg⁻¹).

Após a obtenção do valor do índice de GUS, o princípio ativo é classificado em uma das categorias, definidas por faixas pré-estabelecidas, conforme os seguintes intervalos (Gustafson, 1989):

- a. $GUS > 2.8$ = Zona de Lixiviação
- b. $GUS < 1.8$ = Não Lixiviação
- c. $GUS = 1.8$ à 2.8 = Zona de Transição

4.5 Estimativa da susceptibilidade natural do Planalto da Ibiapaba à contaminação ambiental pelo uso de agrotóxicos

Com o auxílio do programa computacional de sistemas de informações geográficas QGIS, os tipos de solos, condutividade hidráulica e declividade do Planalto da Ibiapaba foram analisados para tentar descobrir a suscetibilidade natural da região à contaminação ambiental pelo uso de agrotóxicos. A combinação de solos com alta condutividade hidráulica e declives baixos podem determinar a suscetibilidade natural ao risco ambiental causado pelo uso de agrotóxicos (Cavalcante; Primo 2023).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Vale ressaltar que este estudo tentou simular o potencial de lixiviação dos agrotóxicos em águas subterrâneas utilizando estimativas de dados secundários, ou seja, parâmetros de campo de literatura e, posteriormente, uma análise agrupada foi feita com o objetivo de padronizar a comparação de seus impactos relativos. No entanto, a real lixiviação de um agrotóxico é normalmente baseada em ingredientes ativos específicos e vários fatores podem influenciá-la, como solo, temperatura, clima, biodegradação, pH etc.

Por exemplo, tanto K_{oc} quanto $t_{1/2}$ para um único composto podem variar consideravelmente, é por isso que as avaliações de modelagem para locais específicos são consideradas mais confiáveis em comparação com as avaliações que utilizam parâmetros de campo da literatura, principalmente quando o local é amostrado e caracterizado (IUPAC 1995). Portanto, os resultados deste estudo devem ser interpretados como indicativos do impacto relativo desses agrotóxicos estudados, e não como uma avaliação absoluta de cenários de aplicação do mundo real.

5.1 Avaliação do potencial de lixiviação dos agrotóxicos para águas subterrâneas

Este estudo modelou dois cenários de potencial de lixiviação para as águas subterrâneas para 35 ingredientes ativos de agrotóxicos utilizando suas respectivas propriedades físico-químicas, com os modelos definidos na Tabela 3. Os resultados, na Tabela 4, calculados no Excel, mostram os valores simulados de log para águas subterrâneas com base nas funções dos modelos que são compreendidos em relação aos valores de log de meia vida dos agrotóxicos no solo, valores de adsorção à matéria orgânica, solubilidade em água e volatilidade.

Tabela 4 - Propriedades físico-químicas dos ingredientes ativos de agrotóxicos pesquisados e respectivos valores para GUS e LEACH

Agrotóxicos	Categoria de agrotóxico	Grupo químico	Koc (mL g ⁻¹)	T ½ (dias)*	Vp at 20 °C (mPa)	Ws at 20 °C (mg l ⁻¹)	GUS	Status GUS	LEACH
Acefato	Inseticida	Organofosforado	302	3	0,226	790000	0,725221	Não lixiviação	34724,26
Alfa-Cipermetrina	Inseticida	Piretróide	288735	23	0,00038	0,004	-1,9888027	Não lixiviação	0,000839
Azoxistrobina	Fungicida	Estrobilurina	589	78	1,1E-07	6,7	2,3270582	Faixa Intermediária	8066060
Benalaxil	fungicida	Acilalaninato	4998	33,2	0,572	28,6	0,4581725	Não lixiviação	0,332133
Bifentrina	Inseticida	Piretróide	236610	345	0,0178	0,001	-3,4870474	Não lixiviação	8,19E-05
Boscalida	Fungicida	Anilida	1623	385	0,00072	4,6	2,0416905	Faixa Intermediária	1515,54
Buprofezina	Inseticida	Tiadiazinona	5363	55,4	0,042	0,637	0,4717801	Não lixiviação Lixiviação	0,156672
Clorantniliprole	Inseticida	Diamida Antranílica	362	597	6,30E-09	0,88	4,000988		2,30E+08
Clorfenapir	Inseticida	Pirrol	12000	485	0,00981	0,112	-0,2126604	Não lixiviação	0,461434
Clorfluazuron	Inseticida	Benzoilureia	20800	90	0,00001	0,016	-0,6215729	Não lixiviação	6,923077
Clorpirifós	Inseticida	Organofosforado	5509	386	1,43	1,05	0,6697379	Não lixiviação	0,051448
Hidróxido de cobre	Fungicida	Composto Inorgânico	12000	0,1	0,000001	0,506	0,0791812	Não lixiviação	4,216667
Ciazofamida	Fungicida	Imidazol	1062	5,5	0,0133	0,107	0,7210211	Não lixiviação	0,041665
Deltametrina	Inseticida	Piretróide	10240000	58,2	0,0011	0,0002	-5,3129476	Não lixiviação	1,03E-06
Difenoconazole	Fungicida	Triazol	3471	133	0,0000333	15	0,9760062	Não lixiviação	17260,13

Dimetoato	Inseticida	Organofosforado	0,00096	2,5	2,5	25900	2,792635	Faixa Intermediária	26979167
Etofenprox	Inseticida	Piretróide	17757	11	0,000813	0,0225	-0,2596917	Não lixiviação	0,017144
Famoxadona	Fungicida	Oxazolidinadona	3847	41,1	0,00064	0,059	0,6695472	Não lixiviação	0,984899
Fenpiroximato	Inseticida	Pirazol	30243	135,1	0,00921	0,021	-1,0240459	Não lixiviação	0,010186
Cloridrato de Formetanato	Inseticida	Formamidina	616	12,9	0,0016	822000	1,3442792	Não lixiviação	10758726
Indoxacarbe	Inseticida	Oxadiazina	4483	113,2	0,0000098	0,2	0,7156243	Não lixiviação	515,3255
Iprodiona	Fungicida	Dicarboximida	700	36,2	0,00051	6,8	1,8001556	Faixa Intermediária	689,5238
Lambda-cialotrina	Inseticida	Piretróide	283707	175	0,0002	0,005	-3,2588428	Não lixiviação	0,015421
Mancozebe	Fungicida	Carbamato	998	0,05	0,056	6,2	-1,3021612	Não lixiviação	0,005547
Metomil	Inseticida	Carbamato	72	7	0,72	55000	1,8107641	Faixa Intermediária	7426,698
Metiram	Fungicida	Ditiocarbamato	903012	1,3	0,000074	2	-0,2228383	Não lixiviação	0,038909
Oxadiazon	Herbicida	Oxadiazolona	3200	502	0,67	0,57	1,3364433	Não lixiviação	0,133461
Dicloreto de Paraquate	Herbicida	Bipiridílio.	100000	365	0,01	620000	-2,5622929	Não lixiviação	226300
Permetrina	Inseticida	Piretróide	100000	13	0,007	0,011	-1,1139434	Não lixiviação	0,000204
Piraclostrobina	Fungicida	Estrobilurina	9304	41,9	0,000026	1,9	0,0508244	Não lixiviação	329,0975
Piriproxifen	Inseticida	Éter piridiloxipropílico	11.000	10	0,0133	0,37	-0,0413927	Não lixiviação	0,02529
Spinetoram	Inseticida	Espinosina	22836	16,1	0,057	29	-0,4327919	Não lixiviação	0,358698
Teflubenzuron	Inseticida	Benzoiluréia	26062	92	0,000916	0,01	-0,8169509	Não lixiviação	0,038538

Tiametoxame	Inseticida	Neonicotinóide	56,2	50	0	4100	3,8231305	Lixiviação	5,53E+08
Tiofanato-metil	Fungicida	Carbamato	2,1	7	0,009	18,5	3,1080853	Lixiviação	6851,852

Fonte: Elaboração da autora.

Os resultados da simulação para avaliação desses agrotóxicos indicam que, de acordo com os resultados de GUS, vinte e sete ingredientes ativos de agrotóxicos podem ser considerados na zona de não lixiviação; cinco (*iprodiona*, *metomil*, *boscalida*, *azoxistrobina*, *dimetoato*) podem ser considerados na zona de transição e três (*tiofanato-metil*, *tiametoxame* e *clorantraniliprol*) podem ser considerados na zona de lixiviação.

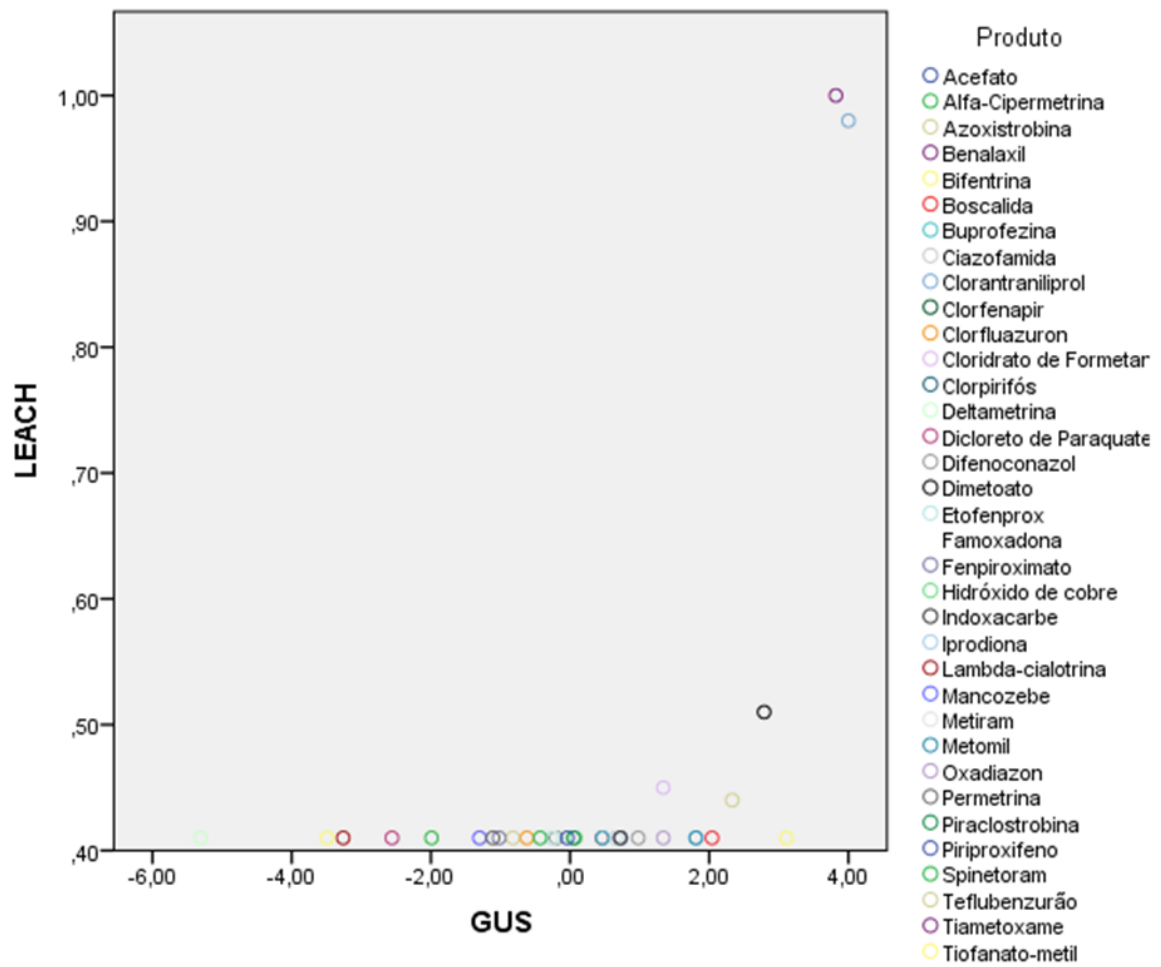
Como visto na Tabela 4, houve diferença de uma ordem de grandeza entre os resultados da simulação de GUS e LEACH. Isso se deve ao fato de que o índice LEACH, ao contrário da maioria dos modelos de previsão de lixiviação de agrotóxicos, não enquadra os princípios ativos em classes de potencialidade de contaminação ambiental, mas o seu entendimento deve partir do raciocínio de que quanto maior for o valor, maior será a tendência de lixiviação do produto (Armas *et al.*, 2005). Assim, ele pode ser utilizado em conjunto com os outros modelos como método de comparação.

Devido à diferença da ordem de grandeza entre os resultados da simulação dos indicadores GUS e LEACH, os resultados do indicador LEACH foram normalizados, o que permitiu colocá-los em uma escala de mesma ordem de grandeza com o indicador GUS.

Para o processo de normalização do indicador LEACH, foi calculada a média e o desvio padrão dos resultados de LEACH, em seguida foi calculada a diferença entre cada valor observado e a média do indicador, sendo que cada diferença é dividida pelo desvio padrão do indicador, gerando com isso resultados que se apresentam distribuídos numa distribuição de probabilidade normal padrão com valores entre 0 e 1.

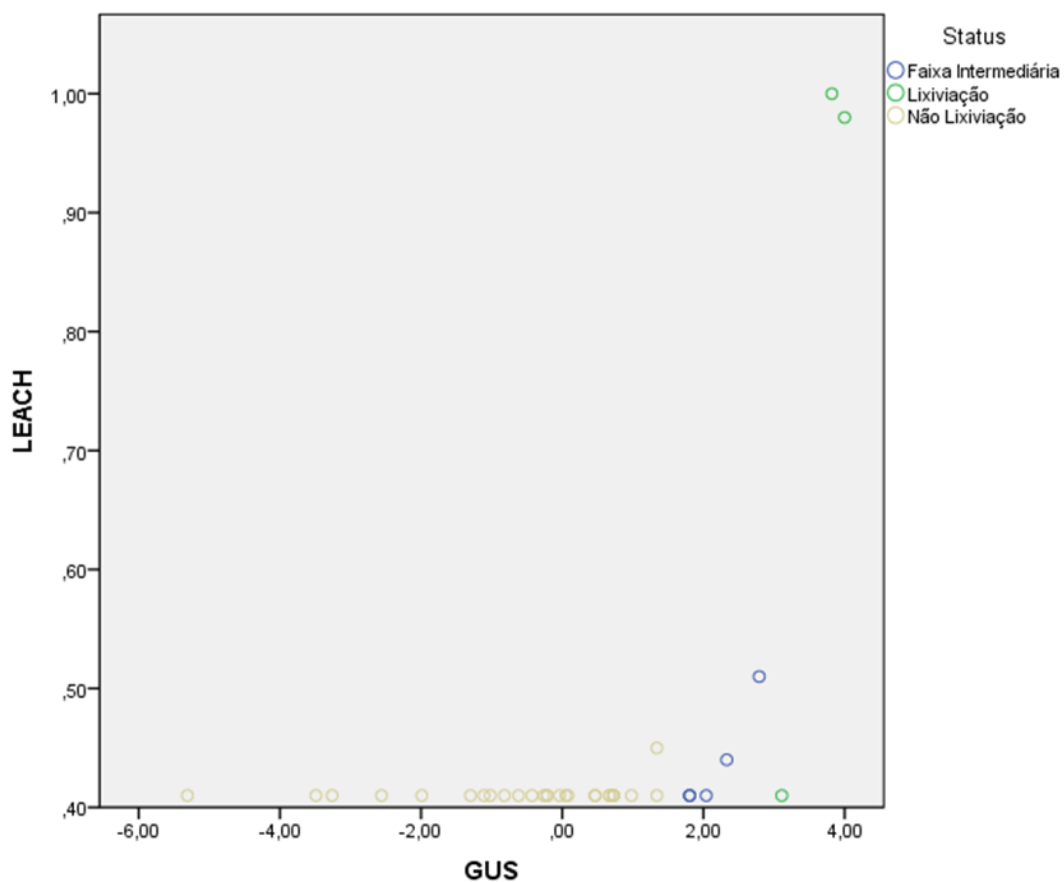
Após o processo de normalização do indicador LEACH, ambos os indicadores foram dispostos em um gráfico de dispersão simulando um processo de visualização dos agrupamentos discriminantes.

Gráfico 1 – Indicadores GUS versus LEACH



Fonte: Elaborado pela autora.

Gráfico 2 – Indicadores GUS versus LEACH 2



Fonte: Elaborado pela autora.

Tabela 5 – Indicadores LEACH e GUS por Agrotóxicos, com valores LEACH Normalizados

Agrotóxicos	LEACH	GUS	Status GUS
Acefato	0,41	0,73	Não Lixiviação
Alfa-Cipermetrina	0,41	-1,99	Não Lixiviação
Azoxistrobina	0,44	2,33	Faixa Intermediária
Benalaxil	0,41	0,46	Não Lixiviação
Bifentrina	0,41	-3,49	Não Lixiviação
Boscalida	0,41	2,04	Faixa Intermediária
Buprofezina	0,41	0,47	Não Lixiviação
Ciazofamida	0,41	0,72	Não Lixiviação

Clorantraniliprol	0,98	4,00	Lixiviação
Clorfenapir	0,41	-0,21	Não Lixiviação
Clorfluazuron	0,41	-0,62	Não Lixiviação
Cloridrato de Formetanato	0,45	1,34	Não Lixiviação
Clorpirifós	0,41	0,67	Não Lixiviação
Deltametrina	0,41	-5,31	Não Lixiviação
Dicloreto de Paraquate	0,41	-2,56	Não Lixiviação
Difenoconazol	0,41	0,98	Não Lixiviação
Dimetoato	0,51	2,79	Faixa Intermediária
Etofenprox	0,41	-0,26	Não Lixiviação
Famoxadona	0,41	0,67	Não Lixiviação
Fenpiroximato	0,41	-1,02	Não Lixiviação
Hidróxido de cobre	0,41	0,08	Não Lixiviação
Indoxacarbe	0,41	0,72	Não Lixiviação
Iprodiona	0,41	1,80	Faixa Intermediária
Lambda-cialotrina	0,41	-3,26	Não Lixiviação
Mancozebe	0,41	-1,30	Não Lixiviação
Metiram	0,41	-0,22	Não Lixiviação
Metomil	0,41	1,81	Faixa Intermediária
Oxadiazon	0,41	1,34	Não Lixiviação
Permetrina	0,41	-1,11	Não Lixiviação
Piraclostrobina	0,41	0,05	Não Lixiviação
Piriproxifeno	0,41	-0,04	Não Lixiviação
Spinetoram	0,41	-0,43	Não Lixiviação
Teflubenzurão	0,41	-0,82	Não Lixiviação
Tiametoxame	1,00	3,82	Lixiviação
Tiofanato-metil	0,41	3,11	Lixiviação

Fonte: Elaboração da autora.

Conforme a Tabela 5 dos indicadores, fica evidente que há concordância entre os dois indicadores em relação a três produtos que corroboram com o processo de lixiviação, sendo eles o Clorantraniliprole, Tiametoxam e Tiofanato-metil. Ainda conforme a mesma tabela, na faixa intermediária de lixiviação, há assentimento entre ambos os indicadores com os produtos: Azoxistrobina, Boscalida, Dimetoato, Iprodiona e Metomil. Os demais produtos, conforme os resultados de ambos os indicadores não corroboraram com o processo de lixiviação.

5.1.1 Agrotóxicos sem potencial de lixiviação

É importante ressaltar que embora um ingrediente ativo de agrotóxico seja considerado com não potencial de lixiviação para águas subterrâneas, alguns, ainda assim, merecem atenção. Exemplo disso é o caso da Bifentrina, Permetrina, Clorpirifós e Clofenaquir.

Embora a probabilidade da bifentrina contaminar as águas subterrâneas ser baixa, ela pode contaminar as águas superficiais através do escoamento. Sabe-se também que a bifentrina é altamente tóxica para animais aquáticos, incluindo peixes e invertebrados. A bifentrina é classificada pela USEPA como Categoria C, possível carcinógeno humano (Sarkar; Khupse, 2024).

Permetrina é um inseticida piretróide. Estudos recentes sugeriram que os agrotóxicos piretróides não são totalmente seguros para a saúde dos mamíferos (Nicolopoulou *et al.*, 2016; Chrustek *et al.*, 2018). Os resultados do estudo de Sun *et al.* (2022) também indicaram que a exposição prolongada a baixas doses de permetrina pode causar toxicidade crônica com ligeiros danos hepáticos e renais. Além disso, a EPA classificou a permetrina como “com probabilidade de ser cancerígena para humanos” por via oral. Ademais, a permetrina é altamente tóxica para organismos aquáticos de água doce e estuarinos (EPA, 2006).

Clorpirifós pode causar inibição da colinesterase em humanos; isto é, pode superestimular o sistema nervoso causando náuseas, tonturas, confusão e em exposições muito elevadas (por exemplo, acidentes ou grandes derramamentos), paralisia respiratória e morte. Os quocientes de risco indicam que uma única aplicação de clorpirifós apresenta riscos para pequenos mamíferos, aves, peixes e espécies de invertebrados aquáticos para quase todas as utilizações exteriores registradas (EPA, 2002). Este composto também exhibe toxicidade reprodutiva, neurotoxicidade e genotoxicidade (Wolejko *et al.*, 2022).

Clorfenapir é um inseticida de amplo espectro. A taxa de mortalidade de pacientes envenenados por clorfenapir é extremamente alta e é difícil de tratar, pois não há antídoto específico para envenenamento por clorfenapir (Cheng *et al.*, 2024). É importante ressaltar que,

aproximadamente 900.000 mortes por suicídio ocorrem em todo o mundo a cada ano, e o envenenamento por agrotóxicos é responsável por pelo menos um terço do número total de casos (Bertolote *et al.*, 2006). Além disso, os efeitos tóxicos do clorfenapir foram relatados em patos, peixes, bichos-da-seda e camundongos. Organismos aquáticos, pássaros e abelhas são sensíveis ao clorfenapir (Giddings *et al.*, 2014)

5.1.2 Agrotóxicos na faixa intermediária de lixiviação

Com base em suas propriedades físico-químicas, este estudo identificou o metomil, azoxistrobina, boscalida, dimetoato e iprodiona na fase de transição para as águas subterrâneas.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) detectou o metomil em águas subterrâneas em um estudo prospectivo de monitoramento de águas subterrâneas e em outras incidências relatadas (EPA, 1998). O estudo de campo de Farias Filho (2013) detectou concentrações de metomil acima do recomendado pela legislação brasileira, em concentração de 32 mg L⁻¹, em águas superficiais do rio Branco e da Estação de Tratamento da cidade de Boa Vista. O metomil também foi detectado em níveis de 9 ppb e 1,2 ppb, respectivamente, nas águas subterrâneas de Nova York e Nova Jersey (Mortensen; Serex, 2014).

A azoxistrobina é altamente tóxica para peixes de água doce, invertebrados de água doce e peixes estuarinos/marinhos, e muito altamente tóxica para invertebrados estuarinos/marinhos. (EPA, 1997). Guedes *et al.* (2022) detectou azoxistrobina em regiões produtoras de cana-de-açúcar na Zona da Mata Pernambucana - Brasil, em açudes, barragens e represas. Nesse estudo foram identificados agrotóxicos em 75,00% das fontes de água subterrânea estudadas, em 72, 00% das águas superficiais e em 33,33% das fontes de água de abastecimento público. Azoxistrobina também foi detectada em uma concentração de 0,6 ppb em um poço no condado de Suffolk, Nova York (Nysdec, 2013) e em dois poços no condado de Teton, Montana (Schmidt, 2008).

Boscalida é um fungicida carboximida de amplo espectro. No estudo de Reilly *et al.* (2012), pelo menos um fungicida foi detectado em 75% das águas superficiais e 58% dos poços de águas subterrâneas amostrados. Doze fungicidas foram detectados, incluindo boscalida (72%). As concentrações de fungicidas variaram de menos do que o limite de detecção do método a aproximadamente 2000 ngL⁻¹). Avelino *et al.* (2013) analisaram agrotóxicos em águas de poços e de canal de irrigação para avaliar a contaminação das águas na Chapada do Apodi – Ceará e também detectaram boscalida.

Dimetoato é frequentemente detectado em águas superficiais e subterrâneas na China, em concentrações que variam de $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ a $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Gao *et al.*, 2009; Zhang *et al.*, 2002). Além disso, o dimetoato pode causar muitos efeitos adversos crônicos no corpo humano, como distúrbios mutagênicos, teratogênicos, carcinogênicos e do sistema nervoso causados pela inibição da atividade da acetilcolinesterase (Li *et al.*, 2018). Além disso, espera-se que os organismos aquáticos sejam altamente impactados por meio da exposição direta, frequentemente exibindo mudanças no comportamento de natação (Scoy; Pennell; Zhang, 2016). Lima, Souza e Figueiredo (2007) em seu experimento de sorção verificaram que, em termos percentuais, a sorção do dimetoato pelos sedimentos da zona não saturada foi baixa, comprovando o elevado potencial de contaminação da água subterrânea por essa substância, que se deve principalmente, à sua mobilidade e baixa retenção.

Iprodiona é um fungicida sistêmico dicarboximida. O resíduo de fungicidas dicarboximida no meio ambiente tem causado grande preocupação devido ao uso contínuo e intenso (Liu; Che; Chen., 2016). Foi relatado que a iprodiona era tóxica para organismos aquáticos (Maltby; Brock; Brink, 2009) e que seus metabólitos também podem causar danos ao meio ambiente e a organismos (Abe *et al.*, 2018; Friedrichs *et al.*, 2020). A Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA) informou que o 3,5-DCA, um metabólito iprodiona, era um produto cancerígeno com uma avaliação de risco dietético mais tóxica e durável do que os compostos originais (Rifai *et al.*, 2013)

5.1.3 Agrotóxicos com potencial de lixiviação

Três ingredientes ativos de agrotóxicos foram identificados na zona de lixiviação, de acordo com GUS: Clorantniliprole, Tiofanato-metil e Tiametoxame.

O clorantniliprole é um inseticida de amplo espectro e pode ser caracterizado como persistente e móvel em ambientes terrestres e aquáticos (EPA, 2008). Um estudo do Cetesb (2021) para a região de São Paulo concluiu que o clorantniliprole tem alto potencial para causar impacto em águas superficiais e que ele está entre os compostos de maior relevância para o monitoramento em água. Marsala *et al.* (2020) revelaram a ocorrência de ingredientes ativos de agrotóxicos em nível superior ao padrão de qualidade ambiental para águas subterrâneas ($0,1 \mu\text{g/L}$) em 30% dos poços em uma área montanhosa situada no Vale Tidone, noroeste da Itália. Dentre os principais agrotóxicos detectados, estava o clorantniliprole.

Tiametoxam é um inseticida sistêmico de amplo espectro e pertence à classe dos neonicotinóides (IRAC Grupo 4A, subclasse: tianicotinil) (FAO, 2021). Como os

neonicotinoides agem de forma não seletiva contra a maioria dos insetos, há um risco de que organismos não-alvo que consomem plantas ou entram em contato com superfícies tratadas com neonicotinoides sejam afetados adversamente (Bonmatin *et al.*, 2015).

De acordo com suas propriedades físico-químicas, o tiametoxam apresentou potencial de lixiviação para as águas subterrâneas. Esse resultado é corroborado pela análise da EPA, que fala que o tiametoxam possui propriedades e características associadas a produtos químicos detectados em águas subterrâneas e, portanto, pode infiltrar-se nas águas subterrâneas se for utilizado em áreas onde os solos são permeáveis, particularmente onde o lençol freático é raso (EPA, 2022).

O estudo de Andrade *et al.* (2009) identificou o Tiametoxam como potencial contaminante e necessidade desse ingrediente ativo ser incluído em estudos de monitoramento ambiental nos municípios do Programa de Assentamento Dirigido do Alto Paranaíba - Brasil. Berens, Capel e Arnold (2021) monitoraram sessenta e cinco locais em Minnesota, representando rios, córregos, lagos, águas subterrâneas e águas residuais tratadas e, dentre os compostos detectados com mais frequência, estava o tiametoxam (43%).

O tiametoxam também é altamente tóxico para invertebrados aquáticos e para abelhas expostas ao tratamento direto (EPA, 2022). A exposição a esse ingrediente ativo também pode causar impactos no desenvolvimento, efeitos reprodutivos femininos, efeitos hepáticos e mudanças no sistema reprodutor masculino (MDH, 2016).

Tiofanato-metil (TM) foi detectado em rios por Che *et al.* (2023) e eles concluíram em seu estudo que a toxicidade aguda e a malformação da cauda em embriões de peixe zebra estudados foram causadas pelo tiofanato-metil. TM é classificado como “provavelmente cancerígeno para humanos” e as pessoas podem ser expostas a resíduos de MT ou do seu principal metabólito carbendazim (*methyl 2- benzimidazole carbamate* - MBC) através da dieta (EPA, 2004).

Tiofanato-metil não é estável ou persistente no ambiente, mas, em questão de dias, transforma-se em carbendazim, que é persistente e móvel no meio ambiente. A EPA prevê que o TM/MBC represente um risco crônico para aves, mamíferos, animais aquáticos e plantas aquáticas ameaçados de extinção, na maioria dos cenários de utilização registrados (EPA, 2004). Cetesb (2021) detectou carbendazim em mais de 80% das amostras de águas superficiais analisadas bimestralmente em São Paulo, tendo sido quantificados em mais de 66% dessas amostras junto a outros agrotóxicos.

Preocupante também é o risco que TM representa para os trabalhadores que trabalham com agrotóxicos, particularmente misturadores/carregadores/aplicadores e

trabalhadores de campo que entram em contato com folhagem/colheitas/gramados/etc, após a aplicação desse agrotóxico (EPA, 2004).

5.2 Estimativa da suscetibilidade natural do Planalto da Ibiapaba à contaminação ambiental pelo uso de agrotóxicos

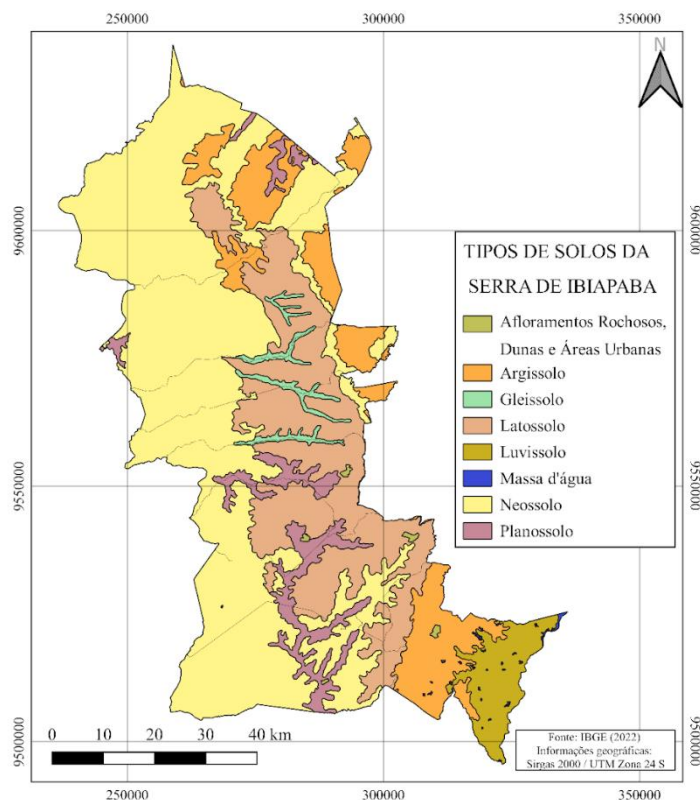
5.2.1 Mapa de Solos e Condutividade Hidráulica

Como visto no capítulo “Poluição dos Recursos Hídricos por Agrotóxicos Químicos e seus Impactos”, seis processos podem mover agrotóxicos, incluindo a lixiviação. Como a lixiviação é o deslocamento vertical descendente de agrotóxicos através do perfil do solo e da zona não saturada para as águas subterrâneas (Pérez-Lucas *et al.*, 2018), o estudo de solos dentro desse tema é importante.

Conhecer a condutividade hidráulica do solo também é essencial pois ela descreve o fluxo de líquidos através de meios porosos e a facilidade com que esses líquidos se movimentam (Shackelford, 2003), sendo importante para o manejo do solo, para a produção das culturas e para a preservação do solo e do ambiente (Gonçalves; Libardi, 2013). Seu estudo é importante para águas subterrâneas pois pode expressar a facilidade de movimento e a capacidade de transporte de substâncias químicas (Ribeiro, 2020).

Na figura 3 se encontra os tipos de solos do Planalto da Ibiapaba. Para fazer o mapa de solos foram utilizadas as bases de dados de solos do site do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) referente ao ano de 2022 e, em seguida, feita uma reclassificação dos solos para a área de estudo. O processamento do mapa foi realizado pelo software QGIS.

Figura 3 - Mapa de solos Ibiapaba



Fonte: Elaborado pela autora.

Tabela 6 - Extensão territorial das classes de solos da Ibiapaba.

Classe de solo	Área em km ²
Neossolo	2995.84617
Latossolo	1321.01489
Argissolo	727.10093
Planossolo	323.75757
Luvisolo	244.91854
Gleissolo	89.54011
Afloramentos Rochosos	11.97961

Fonte: IBGE adaptado pela autora.

O mapa de solos da região indica que 52,57% do terreno é constituído por Neossolo, aproximadamente 2.995 Km². De acordo com Brandão e Freitas (2014), no planalto da Ibiapaba,

ocorre um predomínio, nos topos, de Latossolos Vermelho-Amarelos distróficos e de Neossolos Quartzarênicos órticos. Nos terrenos escarpados, por sua vez, predominam Neossolos Litólicos e Argissolos Vermelhos eutróficos e Afloramentos de Rocha.

Barbalho e Campos (2010) classificaram a condutividade hidráulica de alguns tipos de solos brasileiros em muito alta, alta, moderada e baixa, como pode ser visto no quadro 1, obtidos a partir da distribuição estatística de resultados de infiltração *in situ* conduzidos nas diferentes classes de solos em superfície e em profundidade. A mesma classificação foi usada por Alves e Castro (2009).

Quadro 3 - Classes de condutividade hidráulica dos solos

Classes de Condutividade Hidráulica (Valores em kV – Ordem de Grandeza em m/s)	Classes ou Associações de Solo
Muito Alta - $>10^{-3}$	Neossolos Quartzarênicos
Alta – 10^{-3} a 10^{-5}	Latossolos
Moderada - 10^{-6}	Argissolos, Nitossolos
Baixa – 10^{-7} a 10^{-8}	Cambissolos, Plintossolos, Neossolos Litólicos e Gleissolos.

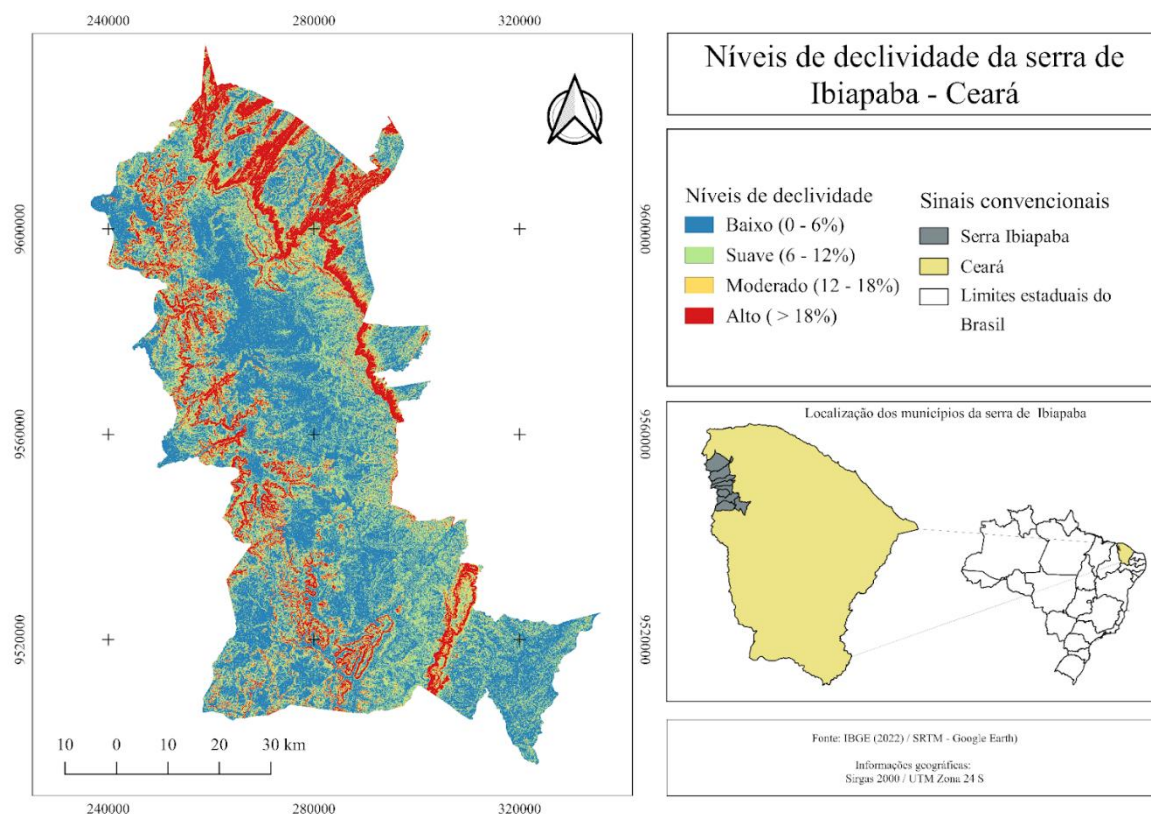
Fonte: Elaborado pela autora adaptado de Barbalho e Campos (2010).

De acordo com essa classificação, e considerando os solos predominantes no planalto da Ibiapaba, a condutividade hidráulica dos Latossolos Vermelho-Amarelos distróficos, seria alta; dos Neossolos Quartzarênicos: muito alta; dos Neossolos Litólicos: baixa e dos Argissolos Vermelhos eutróficos: moderada.

5.2.2 Declividade do terreno

Para fazer o mapa de declividade, os dados foram extraídos do Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) e processados no QGIS. As classes de declividade foram, então, reclassificadas de acordo com os intervalos utilizados no trabalho de Barbalho e Campos (2010) e Alves e Castro (2009): baixa de 0-6% (correspondem às áreas planas ou quase planas), suave de 6-12% (áreas com relevo ondulado), moderada de 12-18% (áreas inclinadas) e acentuada 18-45% (vertentes fortemente inclinadas).

Figura 4 - Mapa de Declividade do Planalto da Ibiapaba



Fonte: Elaborado pela autora.

Tabela 7 - Área correspondente aos níveis de declive do Planalto da Ibiapaba

Área (em km ²)	
Níveis de declividade do Planalto da Ibiapaba	
Baixa	2707,5
Suave	1570,38
Moderada	521,67
Alta	899,08

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do Google Earth.

A relação matricial entre as classes de condutividade hidráulica e de declividade realizadas por Barbalho e Campos (2010) resultou na classificação dos potenciais de infiltração e de escoamento superficial da água no solo que podem ser vistas no quadro 2 e 3.

Quadro 4 - Potencial de infiltração em relação à declividade e à condutividade hidráulica

Condutividade	Declividade			
	Baixa 0-6%	Suave 6-2%	Moderada 12-18%	Alta 18-45%
Baixa	Médio	Baixo	Baixo	Baixo
Média	Alto	Médio	Baixo	Baixo
Alta	Alto	Alto	Médio	Baixo
Muito Alta	Alto	Alto	Alto	Médio

Fonte: Elaborado pela autora adaptado de Barbalho e Campos (2010)

Quadro 5 - Potencial de escoamento superficial em relação à declividade e à condutividade hidráulica

Condutividade	Declividade			
	Baixa 0-6%	Suave 6-2%	Moderada 12-18%	Alta 18-45%
Baixa	Médio	Alto	Alto	Alto
Média	Baixo	Médio	Alto	Alto
Alta	Baixo	Baixo	Médio	Alto
Muito Alta	Baixo	Baixo	Baixa	Médio

Fonte: Elaborado pela autora adaptado de Barbalho e Campos (2010)

O potencial de infiltração é definido a partir da relação entre a condutividade e a declividade. O potencial de escoamento superficial tem comportamento oposto, isto é, onde o potencial de infiltração é alto o de escoamento é baixo e vice-versa. A análise final é feita considerando os locais onde ocorrem simultaneamente fatores que agravam o risco, com o mapa final indicando as áreas que merecem maior atenção (Neves *et al.*, 1998).

No entanto, um mapa final de vulnerabilidade, ou seja, uma espacialização dos dados através de SIG para a vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos na região não foi possível pois em algumas regiões do planalto da Ibiapaba não se pode identificar facilmente os limites entre as classes de solo que compõe a região (Icmbio, 2024). Além disso, não se foi encontrada dados de condutividade hidráulica para todos os tipos e classes de solos da região.

Portanto, esta pesquisa possibilita uma visão abrangente da área em estudo, o que não permite classificar as áreas com maiores chances de estar havendo contaminação em um mapa, mas permite uma ideia geral de em quais solos essa contaminação pode ser mais propícia devido ao nível de declividade do terreno e condutividade hidráulica. Segundo Cavalcante e Primo (2023), a combinação de solos com alta condutividade hidráulica e declives baixos podem determinar a suscetibilidade natural ao risco ambiental causado pelo uso de agrotóxicos.

De acordo com o potencial de infiltração em relação à condutividade hidráulica, pode-se dizer que para Latossolos Vermelho-Amarelos distróficos e Neossolos Quartzarênicos que possuem condutividade hidráulica alta e muito alta, respectivamente, o potencial de infiltração do contaminante para Latossolos Vermelho-Amarelos distróficos será alto em terrenos de declividade baixa e suave; terrenos com declividade baixa e suave constituem 75,06% da região da Ibiapaba.

Neossolos Quartzarênicos terá alto potencial de infiltração na maioria das classes de declividade, ou seja, em terrenos de declividade baixa, suave e moderada, que constituem 84,22% da Ibiapaba. Para Neossolos litólicos que possuem condutividade hidráulica baixa, o potencial de infiltração do contaminante será baixa na maioria das classes de declividade. Para Argissolos Vermelhos eutróficos que possuem condutividade hidráulica moderada, o potencial de infiltração do contaminante irá variar.

Os resultados deste estudo chamam atenção para as regiões do planalto da Ibiapaba que possuem Latossolos Vermelhos Amarelos Distróficos e Neossolos Quartzarênicos, indicando potencial vulnerabilidade de risco à contaminação por agrotóxicos nessas regiões, pois o potencial de infiltração do contaminante pode ser de médio à alto, considerando que a maior parte da Ibiapaba é formada por terrenos de declividade baixa e suave (75,06%), e as classes de condutividade dessas classes de solo são alta e muito alta. O potencial de infiltração classificado como alto e muito alto (em decorrência da elevada condutividade hidráulica e da baixa declividade) é indicador de alta vulnerabilidade à contaminação dos recursos hídricos subterrâneos (Alves; Castro, 2009).

6. CONCLUSÕES

Embora com limitações, este estudo apresentou uma primeira tentativa de se estimar o potencial de risco de poluição das águas subterrâneas por agrotóxicos no Planalto da Ibiapaba, juntamente com a suscetibilidade natural da região à contaminação ambiental, através de uma pesquisa que considerou seus solos, condutividade hidráulica e declividade dos terrenos da região. É importante ressaltar, que a ausência da maioria dos dados para condições específicas de solos brasileiros, por exemplo, o Koc e o tempo de meia vida no solo, são uma grande lacuna que impossibilita pesquisadores (as) chegarem mais próximos de uma estimativa mais confiável para regiões específicas do Brasil, mas, ao mesmo tempo, não invalida este trabalho, pois os dados utilizados foram estimativas típicas usadas por literatura especializada.

Com essa literatura também foi possível corroborar com os resultados para os agrotóxicos com potencial de lixiviação que foram apresentados nesta pesquisa. Através da parametrização dos dados obtidos através de GUS e LEACH, também concluiu-se que três agrotóxicos merecem atenção especial em estudos futuros e em possíveis monitoramento das águas no Planalto da Ibiapaba: Clorantraniliprole, Tiofanato-metil e Tiametoxame; assim como os agrotóxicos caracterizados como na faixa de transição merecem também ser considerados.

No entanto, os demais agrotóxicos que não foram considerados com potencial de lixiviação, especialmente os pertencentes aos grupos químicos dos organofosforados, piretróides, carbamatos e neonicotinóides e os que agem de maneira sistêmica, são de amplo espectro, inibidores da acetilcolinesterase e possuem metabólitos considerados mais perigosos que seus compostos parentais, não devem ser excluídos da potencialidade de risco sobre os recursos hídricos e também porque podem apresentar riscos para outros compartimentos ambientais, fauna aquática e saúde humana.

Com uma análise dos solos da região, condutividade hidráulica e declividade dos terrenos, também foi possível concluir que regiões no Planalto da Ibiapaba que são constituídas por Latossolos Vermelho-Amarelos distróficos e Neossolos Quartzarênicos merecem especial atenção por possuírem condutividade hidráulica alta e muito alta, respectivamente, podendo, então, o potencial de infiltração do contaminante ser de médio a alto e apresentar um risco de contaminação por agrotóxicos na região.

Os modelos de previsão de lixiviação de agrotóxicos podem ser considerados ferramentas importantes na hora de prevenir os riscos e ajudar em decisões referentes à

redução e banimento do uso de agrotóxicos perigosos para os recursos hídricos. As águas subterrâneas são um recurso hídrico importante e crítico para a sobrevivência em muitas partes do mundo. Como os métodos aqui utilizados sugeriram que potencial de lixiviação de agrotóxicos pode ocorrer, então metodologias mais sofisticadas devem, subsequentemente, serem usadas para melhor determinar a probabilidade do destino desses produtos químicos.

É importante ressaltar também que, de acordo com a portaria do Conama N° 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005, o enquadramento dos corpos de água deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade. Portanto, estudos de campo são recomendados para a região da Ibiapaba, uma vez que os modelos utilizados neste estudo fornecem apenas uma visão geral de quais agrotóxicos merecem mais atenção, e também porque estudos de campo são considerados mais confiáveis por considerarem as características peculiares do local de pesquisa.

Considerando que a água integra as preocupações do desenvolvimento sustentável, precisa-se haver o banimento ou diminuição progressiva do uso de agrotóxicos na região, assim como também é necessária medição ou verificação de parâmetros de qualidade e quantidade de água na região, de forma contínua ou periódica. A saúde e o bem-estar humano, bem como o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados pela deterioração da qualidade das águas (Conama, 2005).

Também é preciso uma intervenção e redução do risco de contaminação da água por agrotóxicos. Para se trabalhar com isso, com prevenção e redução de riscos, é importante conhecer o potencial de lixiviação desses produtos químicos nas águas subterrâneas do Planalto da Ibiapaba, assim como conhecer também onde essas evidências de risco se localizam. Também é urgente uma mudança do modelo de produção agrícola hegemônico. Princípios e práticas da Agroecologia podem ser o melhor caminho para essa mudança, garantindo a qualidade da água, da saúde humana e dos alimentos produzidos.

REFERÊNCIAS

- ABE, T. *et al.* Identification of metabolism and excretion differences of procymidone between rats and humans using chimeric mice: implications for differential developmental toxicity. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Washington, v. 66, n. 8, p. 1955-1963, 2018.
- ABUQAMAR, S. F. *et al.* Ecological impacts and management strategies of pesticide pollution on aquatic life and human beings. **Marine Pollution Bulletin**, United Kingdom, v. 206, p. 116613, 2024.
- ABDELRHMAN, M. A. Simplified modeling of flushing and residence times in 42 embayments in New England, USA, with special attention to Greenwich Bay, Rhode Island. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, United Kingdom, v. 62, n. 1-2 p. 339-351, 2005.
- AKAY DEMIR, A. E; DILEK, F.B.; YETIS, U. A new screening index for pesticides leachability to groundwater. **Journal of Environmental Management**, United Kingdom, v. 231, p. 1193-1202, 2019.
- ALENCAR, G. V. *et al.* Percepção ambiental e uso do solo por agricultores de sistemas orgânicos e convencionais na Chapada da Ibiapaba, Ceará. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, Brasil, v. 51, n. 2, p. 217-236, 2013.
- ALVES, T. M; CASTRO, S. S. Vulnerabilidade e risco à contaminação dos solos da área de recarga do aquífero Guarani no estado de Goiás. **Boletim Goiano de Geografia**, Goiânia, v. 29, n. 1, p. 135-150, 2009.
- ANDRADE, A. I. A. S. S.; STIGTER, T. Y. Multi-method assessment of nitrate and pesticide contamination in shallow alluvial groundwater as a function of hydrogeological setting and land use. **Agricultural Water Management**, Netherlands, v. 96, n. 12, p. 1751-1765, 2009.
- ANDREOTTI, G. *et al.* Occupational pesticide use and risk of renal cell carcinoma in the Agricultural Health Study. **Environmental Health Perspectives**, Maryland, v. 128, n. 6, p. 067011, 2020.
- ANDRADE, A. S. *et al.* Análise do potencial de contaminação de águas subterrâneas em função dos defensivos agrícolas utilizados na região do PADAP. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 1, 2009.
- ARMAS, L. A. *et al.* Uso de agrotóxicos em cana-de-açúcar na bacia do rio Corumbataí e o risco de poluição hídrica. **Química Nova**, Brasil, v. 28, n. 6, p. 1008-1013, 2005.
- AVELINO, F.F. *et al.* **Análise de agrotóxicos em águas da Chapada do Apodi, Ceará, Brasil.** In: III Congresso Internacional De Meio Ambiente Subterrâneo, 2013. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/27458>. Acesso em: 30 jun. 2024.

AYDINALP, C; PORCA, M. The effects of pesticides in water resources. **Journal of Central European Agriculture**, European Union, v. 5, n. 1, p. 5-12, 2004.

ALVAREZ, F. *et al.* **Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance metalaxyl-M (amendment of approval conditions)**. European Food Safety Authority (EFSA): European Union, 2023. Disponível em: <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/8373>. Acesso em: 9 out. 2024.

BARBALHO, M. G. S da; CAMPOS, A.B. Vulnerabilidade natural dos solos e águas do estado de Goiás à contaminação por vinhaça utilizada na fertirrigação da cultura de cana de-açúcar. **Boletim Goiano de Geografia**, Goiânia, v. 30, n. 1, p. 155-170, 2010.

BARRIGOSI, J. A. F.; LANNA, A. C.; FERREIRA, E. **Inseticidas registrados para a cultura do arroz e análise de parâmetros indicadores de seu comportamento no ambiente**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2005. 4 p. Embrapa Arroz e Feijão. Circular Técnica, 74, 2005. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/193142>. Acesso em: 19 set. 2023.

BERENS, M. J.; CAPEL, P. D.; ARNOLD, W. A. Neonicotinoid insecticides in surface water, groundwater, and wastewater across land-use gradients and potential effects. **Environmental Toxicology and Chemistry**, United Kingdom, v. 40, n. 4, p. 1017-1033, 2021.

BERTOLETE, J. M. *et al.* Suicide, suicide attempts and pesticides: a major hidden public health problem. **Bulletin of the World Health Organization**, Geneva, v. 84, n. 4, p. 260, 2006.

BINGNER, R. L.; THEURER, F. D.; YUAN, Y. **AnnAGNPS technical processes documentation, version 5.2**. 2011. Oxford, Mississippi: USDA-ARS, National Sedimentation Laboratory, 2011.

BOMBARDI, L. M. **Geografia do Uso de Agrotóxicos no Brasil e Conexões com a União Europeia**. Editora: FFLCH-Universidade de São Paulo. 2017. Disponível em: <https://conexaoagua.mpf.mp.br/arquivos/agrotoxicos/05-larissa-bombardi-atlas-agrotoxico-2017.pdf>. Acesso em: 5 nov.2023.

BOMBARDI, L. M. **Agrotóxicos e colonialismo químico**. ed. São Paulo: Elefante, 2023. 108 p.

BONMATIN, J. M. *et al.* Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. **Environmental Science and Pollution Research**, Germany, v. 22, n. 1, p. 35-67, 2015. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25096486/>. Acesso em: 5 fev.2024.

BOSCO, M. G. D.; KHAUAJA, P. O. Regulação estatal, alimentos e saúde no Brasil: reflexos do “Pacote do Veneno” no direito humano à alimentação adequada. **Observatório De La Economía Latinoamericana**, [S. l.], v. 21, n. 8, p. 8970–8988, 2023.

BRANDÃO, R. L.; FREITAS, L. C. B. **Geodiversidade do estado do Ceará:** programa Geologia do Brasil levantamento da geodiversidade. Fortaleza: CPRM, 2014. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/113296/1/Geodiversidade-p37.pdf>. Acesso em: 02 jul. 2024.

BRASIL. **Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2005. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcdaltrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf. Acesso em: 10 out.2024.

CAVALCANTE, R.; PRIMO, E. Inventory of pesticides and their potential risk of contamination in the semi-arid region of Ceará (Cariri–CE, Brazil). **Revista Brasileira de Geografia Física**, Cariri, v. 16, n. 5, p. 2579-2593, 2023.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Diagnóstico da contaminação de águas superficiais, subterrâneas e sedimentos por agrotóxicos.** São Paulo: CETESB, 2021. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/10/Diagnostico-da-Contaminacao-de-Aguas-Superficiais-Subterraneas-e-Sedimentos-por-Agrotoxicos.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2024.

CHE, X. *et al.* Thiophanate-methyl induces notochord toxicity by activating the PI3K-mTOR pathway in zebrafish (*Danio rerio*) embryos. **Environmental Pollution**, United Kingdom, v. 318, p. 120861, 2023.

CHENG, J. *et al.* Chlorfenapyr poisoning: mechanisms, clinical presentations, and treatment strategies. **World Journal of Emergency Medicine**, China, v. 15, n. 3, p. 214-219, 2024.

CHRUSTEK, A. *et al.* Current research on the safety of pyrethroids used as insecticides. **Medicina (Kaunas)**, Kaunas, v. 54, n.4, p. 61, 2018.

COHEN, S. Z. *et al.* Offsite transport of pesticides in water: mathematical models of pesticide leaching and runoff. **Pure and Applied Chemistry**, United Kingdom, v. 67, n. 12, p. 2109-2148, 1995.

COOPER, G.S. *et al.* Associations between plasma DDE levels and immunologic measures in African-American farmers in North Carolina. **Environ. Health Perspect**, United States, v. 112, n. 10, 1080-1084, 2004.

DILorenzo, J. L. *et al.* Pollution susceptibility of well-mixed tidal basins. **Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering**, Virginia, v. 120, n. 4, p. 404–422, 1994.

DUNDAR, S.; GOKKURT, B.; SOYLU, Y. Mathematical modelling at a glance: a theoretical study. **Procedia - Social and Behavioral Sciences**, Amsterdam, v. 46, p. 3465-3470, 2012.

DWIVEDI, A.K. Researches in water pollution: a review. **International Research Journal of Natural and Applied Sciences**, India, v. 4, n. 1, p. 118-142, 2017.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Chlorpyrifos Facts**, Washington, EPA, 2002. Disponível em: https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/fs_PC-059101_1-Feb-02.pdf. Acesso em: 05 out. 2024.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Thiamethoxam 5L**. Office of Pesticide Programs Registration Division (7505P). Washington, EPA, 2022. Disponível em: https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/ppls/045002-00044-20220524.pdf. Acesso em: 09 abr. 2024.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Thiophanate-Methyl**. Washington, EPA, 2004. Disponível em: https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/fs_PC-102001_1-Nov-04.pdf. Acesso em: 11 jun. 2024.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **METHOMYL**. Washington, EPA, 1998. Disponível em: https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/fs_PC-090301_1-Dec-98.pdf. Acesso em: 28 ago. 2024.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Permethrin Facts (Reregistration Eligibility Decision (RED) Fact Sheet)**. Washington, EPA, 2006. Disponível em: https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/fs_PC-109701_1-Jun-06.pdf. Acesso em: 10 fev. 2024.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Pesticide Fact Sheet: Azoxystrobin**. Washington, EPA, 1997. Disponível em: https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/registration/fs_PC-128810_07-Feb-97.pdf. Acesso em: 17 set. 2024.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Pesticide Fact Sheet: Chlorantraniliprole**. Washington, EPA, 2008. Disponível em: https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/registration/fs_PC-090100_01-Apr-08.pdf. Acesso em: 15 ago. 2024.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Environmental Protection Agency of the United States. Persistent Organic Pollutants: A Global Issue, A Global Response**. Washington, EPA, 2021. Disponível em: https://www.epa.gov/international-cooperation/persistent-organic-pollutants-global-issue-global-response.ofmpub.epa.gov/waters10/attains_index.home. Acesso em: 10 abr. 2024.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **FAOSTAT**: Database. Roma: FAO, 2016. Disponível em: <http://faostat3.fao.org/browse/R/RP/E>. Acesso em: 17 jul. 2023.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. *et al.* **The State of Food Security and Nutrition in the World 2023**: Urbanization, agrifood

systems transformation and healthy diets across the rural–urban continuum. Roma: FAO, 2023. Disponível em: <https://openknowledge.fao.org/items/445c9d27-b396-4126-96c9-50b335364d01>. Acesso em: 17 jul. 2023.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **FAO specifications and evaluations for agricultural pesticides: thiamethoxam**. Roma: FAO, 2021. Disponível em: <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/f336237a-0276-4ac0-96d6-7a553ea080e8/content>. Acesso em: 18 jul. 2024.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Water pollution from agriculture: a global review**. Roma: FAO, 2017. Disponível em: <https://www.fao.org/3/i7754e/i7754e.pdf>. Acesso em: 05 jun.2024.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS; UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Global assessment of soil pollution: report**. Roma: FAO, UNEP, 2021. Disponível em: <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/fe5df8d6-6b19-4def-bdc6-62886d824574/content/src/html/copyright.html>. Acesso em: 14 nov. 2024.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **The state of the world's land and water resources for food and agriculture – Systems at breaking point**. Rome: FAO, 2021a. Disponível em: <https://www.fao.org/documents/card/en/c/cb7654en>. Acesso em: 03 abr.2023.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Pesticide Use and Trade**. Rome: FAO, 2021b. Disponível em: <https://www.fao.org/3/cc6958en/cc6958en.pdf>. Acesso em: 27 abr.2023.

FARIAS FILHO, L. H. de. **Investigação de agrotóxicos carbamatos em águas superficiais bruta e tratada no Rio Branco em Roraima**. 2013. 77f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, Universidade Federal de Roraima, Boa Vista, 2013.

FERREIRA, M. J. M. *et al.* Gestão e uso dos recursos hídricos e a expansão do agronegócio: água para quê e para quem? *Revista Ciência e Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro, v.21, n. 3, p.743-752, 2016.

FONTENELE, M.A; DINIZ, A.S. **o trabalho das mulheres na produção de flores em São Benedito, Ceará**. *Revista Homem, Espaço e Tempo, [S. l.]*, v. 11, n. 2, 2018.

FRIEDRICH, F. *et al.* Human exposure and mass balance distribution during procymidone application in horticultural greenhouses. **Heliyon**, Netherlands, v. 6, n. 1, p. e03093, 2020.

GABOARDI, S.C.; CANDIOTTO, L.Z.P.; PANIS, C. Agribusiness in Brazil and its dependence on the use of pesticides. **Hygiene and Environmental Health Advances**, United Kingdom, v. 8, p. 100080, 2023.

GAO, J. *et al.* The occurrence and spatial distribution of organophosphorous pesticides in Chinese surface water. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, United States, v. 82, n. 2, p. 223-229, 2009.

GASSMANN, M. Modelling the Fate of Pesticide Transformation Products From Plot to Catchment Scale: State of Knowledge and Future Challenges. **Frontiers Environmental Science**. Lausanne, v. 9, p. 717738, 2021.

GASSMANN, M. *et al.* Uncertainty in the River export Modelling of Pesticides and Transformation Products. **Environmental Modelling & Software**, Netherlands, v. 51, n. 35-44, 2014.

GASSMANN, M. *et al.* Model-based estimation of pesticides and transformation products and their export pathways in a headwater catchment. **Hydrology and Earth System Sciences**, Germany, v. 10, n. 7, p. 9847-9888, 2013.

GIDDINGS J.M., *et al.* Risks to aquatic organisms from use of chlorpyrifos in the United States. In: Giesy, J. P.; Solomon, K. R. (Org.). **Ecological Risk Assessment for Chlorpyrifos in Terrestrial and Aquatic Systems in the United States**. 231. ed. Berlin, Germany: Springer 2014. p. 119–162. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-03865-0_5. Acesso em: 20 out. 2024.

GÓMEZ, A. G. *et al.* Assessment of susceptibility to pollution in littoral waters using the concept of recovery time. **Marine Pollution Bulletin**, United Kingdom, v. 81, n. 1, p. 140-148, 2014.

GONÇALVES, A. D. M. A; LIBARDI, P.L. Análise da determinação da condutividade hidráulica do solo pelo método do perfil instantâneo. **Revista Brasileira Ciências do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 5, 2013.

GUEDES, C. A. *et al.* Agrotóxicos em águas superficiais e subterrâneas em uma região produtora de cana-de-açúcar. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, Brasil, v. 13, n. 12, p. 139-153, 2022.

GURGEL, A. M. *et al.* **Agrotóxicos e Saúde**. 2. Rio de Janeiro, FioCruz, 2018. Disponível em: <https://www.arca.fiocruz.br/bitstream/icict/32385/2/02agrototoxicos.pdf>. Acesso em: 30 agosto. 2023.

GURGEL, A. M; SANTOS, M. O. S.; GURGEL, I. G. D. **Saúde do Campo e Agrotóxicos: vulnerabilidades socioambientais, político- institucionais e teórico- metodológicas**. ed. Recife: UFPE, 2019.

GUSTAFSON, D. Groundwater ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, United States, v. 8, n. 4, p. 339-357, 1989.

HANTUSH, M.; MARÍÑO, M. A.; ISLAM, M. R. Models for leaching of pesticides in soils and groundwater. **Journal of Hydrology**, Netherlands, v. 227, n. 1-4, p. 66-83, 2000.

HANSON, B.; BOND, C.; BUHL, K. **Vapor pressure topic fact sheet**. National Pesticide Information Center, Oregon State University Extension Services, 2016. Disponível em: <https://npic.orst.edu/factsheets/vaporpressure.html>. Acesso em: 29 out.2023.

HANSON, B.; BOND, C.; BUHL, K.; STONE, D. **Pesticide half-life fact sheet**. National Pesticide Information Center, Oregon State University Extension Services, 2015. Disponível em: <https://npic.orst.edu/factsheets/half-life.html>. Acesso em: 9 dez. 2023.

HASSAAN, M.A.; NEMR, A.E. Pesticides pollution: Classifications, human health impact, extraction and treatment techniques. **Egyptian Journal of Aquatic Research**, Egypt, v. 46, n. 3, p. 207-220, 2020.

HEALY, R. W. *et al.* **Groundwater budgets**: foundations for effective water-resources and environmental management. United States: Geological Survey Circular 1308. 90 p. 2007. Disponível em: <https://pubs.usgs.gov/circ/2007/1308/>. Acesso em: 9 ago. 2023.

HORNSBY, A. G.; WAUCHOPE, R. D.; HERNE, A. E. **Pesticide properties**: vapor pressure. *In*: Pesticide properties in the environment. New York: Springer-Verlag, 1996. p. 9-10. Disponível em: <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=19694>. Acesso em: 30 nov. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Histórico de comercialização de agrotóxicos e afins no Brasil 2009-2022**. Brasil: IBAMA, 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>. Acesso em: 20 fev. 2024.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Solos**. Brasil: ICMBio, 2024. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/parnaubajara/atributosnaturais.html?id=32:solos&catid=13:a-tributos-naturais#:~:text=Na%20%C3%A1rea%20do%20Parque%20Nacional,amarelo%20e%20%C3%B3fico%3B%20e%20Solos%20lit%C3%B3licos>. Acesso em: 01 nov. 2024.

INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ. **IPECEDATA**: sistema de informações geossocioeconômicas do Ceará. Brasil: IPECE, 2024. Disponível em: <http://ipecedata.ipece.ce.gov.br/ipece-data-web/module/perfil-municipal.xhtml>. Acesso em: 25 jul. 2024.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **Groundwater**: how scientists study its pollution and sustainability. Áustria: IAEA, 2023. Disponível em: <https://www.iaea.org/newscenter/news/pollution-and-sustainability-of-groundwater>. Acesso em: 10 jun. 2024.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **Isotope methods for dating old groundwater**. Viena: IAEA, 2013. Disponível em: <https://www.iaea.org/publications/8880/isotope-methods-for-dating-old-groundwater>. Acesso em: 25 jun. 2024.

JANSEN, K. Business Conflict and Risk Regulation: Understanding the Influence of the Pesticide Industry. **Global Environmental Politics**, Massachusetts, v.17, n. 4, p. 48-66, 2017.

KVÆRNER, J.; SWENSEN, G.; ERIKSTAD, L. Assessing environmental vulnerability in EIA-The content and context of the vulnerability concept in an alternative approach

to standard EIA procedure. **Environmental Impact Assessment Review**, Amsterdam, v. 26, n. 5, p. 511-527, 2006.

LARSBO, M.; JARVIS, N. **MACRO 5.0**: A model of water flow and solute transport in macroporous soil. Technical Description, Emergo 2003:6 Report. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences, 2003. ISSN 1651-7210. Disponível em: <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=19667>. Acesso em: 29 jun. 2024.

LASKOWSKI, D.A. *et al.* Terrestrial environment. In: CONWAY, R.A. (Ed.). **Environmental Risk Analysis for Chemicals**. New York: van Nostrand Reinhold, 1982. p. 198-240.

LEISTRA, M. **Methods for estimating the vapour pressure of organic chemicals**: Application to five pesticides. Wageningen: Alterra, 2011, Alterrareport 2215. 60 p. Disponível em: <https://edepot.wur.nl/188160>. Acesso em: 02 dez. 2024.

LI, G. *et al.* Rapid TiO₂/SBA-15 synthesis from ilmenite and use in photocatalytic degradation of dimethoate under simulated solar light. **Dyes and Pigments**, Amsterdam, v. 155, p. 265-275, 2018.

LIMA, L. M.; SOUZA, E. L.; FIGUEIREDO, R. O. Retenção do dimetoato e sua relação com pH e teores de argila e matéria orgânica nos sedimentos da zona não-saturada de uma microbacia no nordeste paraense. **Agronomia: Acta Amazonica**, Manaus, v. 37, n. 2, p. 253-260, 2007.

LIU, S.; CHE, Z.; CHEN, G. Multiple-fungicide resistance to carbendazim, diethofencarb, procymidone, and pyrimethanil in field isolates of *Botrytis cinerea* from tomato in Henan Province, China. **Crop Protection**, Amsterdam, v. 84, p. 56-61, 2016.

LONG, R.; GAN, J.; NETT, M. **Pesticide choice**: best management practice (BMP) for protecting surface water quality in agriculture. ANR Publication 8161. ISBN 978-1-60107-330-3. 2012. Disponível em: <https://escholarship.org/uc/item/3fc6229q>. Acesso em: 26 fev.2024.

MALTBY, L.; BROCK, T. C. M.; VAN DEN BRINK, P. J. Fungicide risk assessment for aquatic ecosystems: importance of interspecific variation, toxic mode of action, and exposure regime. **Environmental Science & Technology**, Washington, v. 43, n. 19, 2009.

MARTINS, C. R.; LOPES, W. A.; ANDRADE, J. B. Solubilidade das substâncias orgânicas. **Química Nova**, São Paulo, v. 36, n. 8, p. 1248-1255, 2013.

MARTINS, T. S. **Agrotóxicos no solo**: implicações nos aspectos químicos, biológicos e ecológicos. 2024. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Programa De Pós-Graduação Em Ciência Do Solo, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2024. Disponível em: https://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/79138/4/2024_tese_tsmartins.pdf. Acesso em: 14 mar. 2024.

MARION, G.; LAWSON, D. **An introduction to mathematical modelling**. Scotland, 2008. p. 1-32. Disponível em: https://people.maths.bris.ac.uk/~madjl/course_text.pdf. Acesso em: 14 mar. 2024.

MARSALA, R.Z. *et al.* First evaluation of pesticides occurrence in groundwater of Tidone Valley, an area with intensive viticulture. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 736, p. 139730, 2020.

MARQUES, J. G. de C. *et al.* Comparação entre índices de potencial de lixiviação para agrotóxicos utilizados na Sub-Bacia do Natuba, Vitória de Santo Antão- Pernambuco. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 58-67, 2019.

MENEZES, J.F.F. *et al.* Contaminação de águas superficiais por agrotóxicos: análise dos impactos causados na saúde humana e ambiental. **Perspectivas Online: Biológicas & Saúde**, Paraná, v.11, n.37, p.19-35, 2021.

MINNESOTA DEPARTMENT OF HEALTH. **Thiamethoxam and drinking water**. Minnesota: MDH, 2016. Disponível em: <https://www.health.state.mn.us/communities/environment/risk/docs/guidance/gw/thiamethinfo.pdf>. Acesso em: 14 maio. 2024.

MINGUELA, J. V.; CUNHA, J. P. A. R. **Manual de aplicação de produtos fitossanitários**. Viçosa: Aprenda Fácil Editora, 2011. 588 p.

MILHOME, M. A. L. *et al.* Influence The Use of Pesticides in The Quality of Surface and Groundwater Located in Irrigated Areas of Jaguaribe, Ceara, Brazil. **International Journal of Environmental Research**, Germany, v.9, n. 1, p. 255-262, 2015.

MONIR, Md. M.; SARKER, S. C.; ISLAM, A. R. Md. T. A critical review on groundwater level depletion monitoring based on GIS and data-driven models: global perspectives and future challenges. **HydroResearch**, São Paulo, v. 7, p. 285-300, 2024.

MORAES, R. F. **Agrotóxicos no Brasil**: padrões de uso e política da regulação e prevenção da captura regulatória. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Brasília: Rio de Janeiro: IPEA, 2019. ISSN 1415-4765. Disponível em: https://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/TDs/td_2506.pdf. Acesso em: 25 set. 2023.

MOREIRA, C. A. L.; MAGALHÃES, E. S. Um novo padrão exportador de especialização produtiva? Considerações sobre o caso brasileiro. **Revista da Sociedade Brasileira de Economia Política**, São Paulo, v. 38, p. 91-106, 2014.

MORTENSEN, S. R.; SEREX, T. L. Methomyl. In: WEXLER, Philip (Ed.). **Encyclopedia of Toxicology**. 3. ed. San Diego: Academic Press, 2014. p. 242-245. ISBN 9780123864550.

MUKHERJEE, A. *et al.* **Global groundwater**: source, scarcity, sustainability, security and solutions. 1. ed. Amsterdam: Elsevier, 2020. ISBN 9780128181720. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/347301163_Global_Groundwater_Source_Scarcity_Sustainability_Security_and_Solutions. Acesso em: 10 jul. 2023.

NASCIMENTO, R. M. **Impactos dos agrotóxicos na contaminação ambiental da produção de hortaliças no baixo rio Natuba, Pernambuco**. 2013. Tese (Doutor em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

NATIONAL PESTICIDE INFORMATION CENTER. **Water Solubility**. Oregon: NPIC, 2024. Disponível em: <https://npic.orst.edu/envir/watersol.html>. Acesso em: 10 set. 2024.

NEVES, M. C. *et al.* SIG na avaliação do impacto ambiental por agroquímicos. In: ASSAD, E. D.; SANO, E. E. (Ed.). **Sistema de Informações Geográficas: Aplicações na Agricultura**. 2. ed. Brasília: EMBRAPA, 1998. p. 241-250. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/13167>. Acesso em: 10 out. 2024.

NEW YORK STATE DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL CONSERVATION. **Water quality monitoring data for pesticides on Long Island, NY**. New York: NYSDEC, 2013. Disponível em: http://www.dec.ny.gov/docs/materials_minerals_pdf/suffolkdata.pdf. Acesso em: 26 set. 2024.

NICOLOPOULOU-STAMATI, P. *et al.* Chemical pesticides and human health: the urgent need for a new concept in agriculture. **Frontiers in Public Health**, Lausanne, v. 4, p. 148, 2016.

NILSSON, C.; GRELSSON, G. The fragility of ecosystems: a review. **Journal of Applied Ecology**, United Kingdom, v. 32, n. 4, p. 677-692, 1995.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **O Estado da Segurança Alimentar e da Nutrição no Mundo**. New York: ONU, 2024. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/274924-o-estado-da-seguran%C3%A7a-alimentar-e-da-nutri%C3%A7%C3%A3o-no-mundo>. Acesso em: 15 fev.2024.

OHIO ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Ground water susceptibility process manual**. Division of Drinking and Ground Waters. Source Water Assessment and Protection Program. Columbus: OHIO EPA, 2014. Disponível em: https://dam.assets.ohio.gov/image/upload/epa.ohio.gov/Portals/28/documents/swap/swap_susceptibility_guidance.pdf. Acesso em: 15 fev.2024.

PANIS, C. *et al.* 2022. Widespread pesticide contamination of drinking water and impact on cancer risk in Brazil. **Environment International**, London, v. 165, p. 107321, 2022.

PARKS, C.G. *et al.* Lifetime Pesticide Use and Antinuclear Antibodies in Male Farmers From the Agricultural Health Study. **Front. Immunol**, United States, v. 10, 2019.

PATRICK, G. **Organic chemistry**: a very short introduction. 1. ed. Oxford: Oxford University Press, 2017. Disponível em: <https://archive.org/details/organic-chemistry-a-very-short-introduction-very-short-introductions-1st-edition/mode/2up>. Acesso em: 10 nov. 2024.

PÉREZ-LUCAS, G. *et al.* Environmental risk of groundwater pollution by pesticide leaching through the soil profile. In: Larramendy, M. L.; Soloneski, S (Org.). **Pesticides: use and misuse and their impact in the environment**. London: IntechOpen, 2019. Disponível em: <https://www.intechopen.com/chapters/64602>. Acesso em: 14 nov. 2024.

PEREIRA, V. J. *et al.* Physical-chemical properties of pesticides: concepts, applications, and interactions with the environment. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 32, n. 3, p. 627-641, 2016.

PIRES, A.P.F. *et al.* **Relatório temático água**: biodiversidade, serviços ecossistêmicos e bem-estar humano no brasil. 2019. Disponível em: <https://www.bpb.es.net.br/wp-content/uploads/2018/11/BPBES-2020-Relat%C3%B3rio-Tem%C3%A1tico-%C3%81gua.pdf>. Acesso em: 23 ago.2024.

PRADHAN, B. *et al.* Emerging groundwater contaminants: a comprehensive review on their health hazards and remediation technologies. **Groundwater for Sustainable Development**, South Africa, v. 20, p. 100868, 2023.

PORTO, M. F; SOARES, W. L. Modelo de desenvolvimento, agrotóxicos e saúde: um panorama da realidade agrícola brasileira e propostas para uma agenda de pesquisa inovadora. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, São Paulo, v. 37, n. 125, p. 17-31, 2012.

QUENTAL, R. L.; BELÉM, J. de F.; OLIVEIRA, A. L. de. **O uso de produtos agrotóxicos**: destinação das embalagens. *Brazilian Journal of Development*, [S. l.], v. 6, n. 6, p. 37292-37308, 2020.

REILLY, T. J. *et al.* Occurrence of boscalid and other selected fungicides in surface water and groundwater in three targeted use areas in the United States. **Chemosphere**, Oxford, v. 89, n. 3, p. 228-234, 2012.

RIBEIRO, P. H. B. Caracterização da condutividade hidráulica de solos de alteração das rochas do Complexo Embu–SP. In: **XXVIII Congresso virtual de Iniciação Científica da Unicamp**, 2020, São Paulo. Disponível em: <https://prp.unicamp.br/inscricao-congresso/resumos/2020P17646A13049O5514.pdf>. Acesso em 13 set.2024.

RIFAI, R. *et al.* Ultraviolet degradation of procymidone – structural characterization by gas chromatography coupled with mass spectrometry and potential toxicity of photoproducts using in silico tests. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, United Kingdom, v. 27, n. 13, p. 1505-1516, 2013.

SANTOS, M.; GLASS, V (org.). **Atlas do agronegócio**: fatos e números sobre as corporações que controlam o que comemos. Rio de Janeiro: Fundação Heinrich Böll, 2018. Disponível em: <https://br.boell.org/pt-br/atlas-do-agronegocio>. Acesso em: 30 maio 2023.

SARKAR, A. B.; KHUPSE, R. Bifenthrin. In: WEXLER, Philip (Ed.). **Encyclopedia of toxicology**. 4. ed. Amsterdam: Academic Press, 2024. p. 47-52. ISBN 9780323854344.

SCHMIDT, C. G. **Permanent Monitoring Well Network Summary Report 2003-2007**. United States, 2008. Disponível em: agr.mt.gov/agr/Business/Pesticides/Environmental/Groundwater/Reports/PDF/GWwells.pdf. Acesso em: 27 set. 2023.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E MUDANÇA DO CLIMA DO CEARÁ.

Serra da Ibiapaba: Sema apresenta resultados da fiscalização do uso de agrotóxicos nesta sexta. Ceará: SEMA, 2018. Disponível em: <https://www.ceara.gov.br/2018/12/06/serra-da-ibiapaba-sema-apresenta-resultados-da-fiscalizacao-do-uso-de-agrotoxicos-nesta-sexta/>. Acesso em 20 jan.2024.

SECRETARIA DO PLANEJAMENTO E GESTÃO DO CEARÁ. **Planejamento participativo e regionalizado:** caderno regional Serra da Ibiapaba 2019. Ceará: SEPLAG, 2019. Disponível em: <https://www.seplag.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/14/2019/11/Caderno-Serra-da-Ibiapaba.pdf>. Acesso em 20 jan.2024.

SECRETARIA DO PLANEJAMENTO E GESTÃO DO CEARÁ. **PPS participativo:** você e governo juntos pelo bem de todos. Ceará: SEPLAG, 2015. Disponível em: <https://www.seplag.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/14/2017/05/serra-da-ibiapaba.pdf>. Acesso em: 14 jun. 2024.

SHACKELFORD, C.D. Geoenvironmental Engineering. *In*: MEYERS, Robert A. (Ed.). **Encyclopedia of Physical Science and Technology**. 3. ed. San Diego: Academic Press, 2003. p. 601-621.

SHEARER, J. J. *et al.* Pesticide use and kidney function among farmers in the Biomarkers of Exposure and Effect in Agriculture study. **Environ. Res.**, Amsterdam, V. 199, p. 111276, 2021.

SHRESTHA, S. *et al.* Pesticide use and incident Parkinson's disease in a cohort of farmers and their spouses. **Environ. Res.**, Amsterdam, v. 191, p. 110186, 2020.

SILVA, C. M. M. S.; FAY, E. F. Agrotóxicos: aspectos gerais. *In*: SILVA, C. M. M. S.; FAY, E. F. **Agrotóxicos e Ambiente**. ed.1. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. p. 17-73.

SUN, Y. J. *et al.* Long-term low-dose exposure of permethrin induces liver and kidney damage in rats. **BMC Pharmacology and Toxicology**, London, v. 23, n. 1, p. 46, 2022.

SYAFRUDIN, M. *et al.* Pesticides in drinking water - a review. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, Basel, v. 18, n. 2, p. 468, 2021.

SOUZA, M. M. O.; FOLGADO, C. A. R. (org.). **Agrotóxicos: violações socioambientais e direitos humanos no Brasil**. 1. ed. Anápolis, GO: Editora Universidade Estadual de Goiás, 2016. 296p.

SOUZA, D.; GREEN, V. Avaliação de Estudos de Vulnerabilidade e Adaptação à Mudança do Clima nas cidades brasileiras. *In*: TEIXEIRA, B. S.; ORSINI, J. A. M.; CRUZ, M. R. (Ed.). **Modelagem climática e vulnerabilidades setoriais à mudança do clima no Brasil**. ed. Brasília: Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação, 2016. 590 p. Disponível em: https://antigo.mctic.gov.br/mctic/export/sites/institucional/ciencia/SEPED/clima/publicacao/Comunicacoes_Nacionais/MCTI-LivroModelagemClimatica-edicao-eletroenica-31mai2016_baixa_resolucao.pdf. Acesso em: 04 jun.2024.

SOUZA, R. M. *et al.* Occurrence, impacts and general aspects of pesticides in surface water: A review. **Process Safety and Environmental Protection**, Netherlands, v. 135, p. 22-37, 2020.

TANG, F. H. M. *et al.* Risk of pesticide pollution at the global scale. **Nature Geoscience**, London, v. 14, p. 206–210, 2021.

TANG, T. *et al.* Quantification and characterization of glyphosate use and loss in a residential area. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 517, p. 207-214, 2015.

TORTAJADA, C.; GONZÁLEZ-GÓMEZ, F. Agricultural trade: impacts on food security, groundwater and energy use. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, Amsterdam, v. 27, n. 3, p. 100354, 2022.

TRAPÉ, A. Z.; JACOBucci, S.R. F.; HUYNBER, G. Evaluation of family farmers health with long term exposure to pesticides in a brazilian north east region: a clinical epidemiological study. **Interamerican Journal of Medicine and Health**, San Juan, v. 5, p. 20220194, 2022.

URSELER, O. *et al.* Atrazine pollution in groundwater and raw bovine milk: water quality, bioaccumulation and human risk assessment. **Science of The Total Environment**, Amsterdam v. 852, p. 158498, 2022.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Water quality assessment and TMDL information**. Washington, DC: US EPA. 2016.

VALADARES, A.; ALVES, F.; GALIZA, M. **O Crescimento Do Uso De Agrotóxicos: uma análise descritiva dos resultados do censo agropecuário 2017**. ed. Brasília, DF: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2020. Disponível em: <http://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/9947>. Acesso em: 26 mai. 2023.

VAN SCOY, A.; PENNELL, A.; ZHANG, X. Environmental fate and toxicology of dimethoate. **Review of Environmental Contamination and Toxicology**, Berlin, v. 237, p. 53-70, 2016.

VAN STEMPOORT, D.R. *et al.* Glyphosate residues in rural groundwater, Nottawasaga River Watershed, Ontario, Canada. **Pest management Science**, New Jersey, v. 72, n. 10, p. 1862-1872, 2016.

VERSCHAFFEL, L.; GREER, B.; DE CORTE, E. Everyday knowledge and mathematical modeling of school word problems. *In*: Gravemeijer, k. *et al.* (Ed.). **Symbolizing, modeling and tool use in mathematics education**. Berlin: Springer, 2002. p. 257-276. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/300053735_Everyday_Knowledge_and_Mathematical_Modeling_of_School_Word_Problems. Acesso em: 30 set.2023.

WEBER, J.M; ANDRADE, R. B. de. **Situação de agrotóxicos altamente perigosos no Brasil**. Passo Fundo - RS, 2019. Disponível em: https://ipen.org/sites/default/files/documents/informe_brasil_pap_ipen_ultima-versao_em_pdf-1.pdf. Acesso em: 5 jun. 2023.

WOŁEJKO, E. *et al.* Chlorpyrifos occurrence and toxicological risk assessment: a review. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, Basel, v. 19, n. 19, p. 12209, 2022.

ZHANG, Z. *et al.* Dissolved insecticides and polychlorinated biphenyls in the Pearl River Estuary and South China Sea. **Journal of Environmental Monitoring**, Cambridge, v. 4, n. 6, p. 922-928, 2002.