



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

JONATHAS GOMES DE CARVALHO MARQUES

USO DE AGROTÓXICOS E SUAS IMPLICAÇÕES NA CONTAMINAÇÃO DE
MATRIZES AMBIENTAIS EM COMUNIDADE AGRÍCOLA DO NORDESTE DO
BRASIL

Recife
2024

JONATHAS GOMES DE CARVALHO MARQUES

USO DE AGROTÓXICOS E SUAS IMPLICAÇÕES NA CONTAMINAÇÃO DE
MATRIZES AMBIENTAIS EM COMUNIDADE AGRÍCOLA DO NORDESTE DO
BRASIL

Tese de doutorado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de doutor em Engenharia Civil.

Área de Concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientadora: **Prof^a. Ph.D. Suzana Maria Gico Lima Montenegro**

Coorientadora: **Prof^a. Dr^a Marília Regina Costa Castro Lyra**

Recife
2024

.Catalogação de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Marques, Jonathas Gomes de Carvalho.

Uso de agrotóxicos e suas implicações na contaminação de matrizes ambientais em comunidade agrícola do Nordeste do Brasil / Jonathas Gomes de Carvalho Marques. - Recife, 2024.
263f.: il.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2024.

Orientação: Suzana Maria Gico Lima Montenegro.

Coorientação: Marília Regina Costa Castro Lyra.

Inclui referências, apêndices e anexos.

1. Sub bacia hidrográfica do Natuba; 2. Agricultura familiar; 3. Contaminação ambiental por agrotóxicos; 4. Modelagem de água subterrânea; 5. ModelMuse. I. Montenegro, Suzana Maria Gico Lima. II. Lyra, Marília Regina Costa Castro. III. Título.

UFPE-Biblioteca Central

JONATHAS GOMES DE CARVALHO MARQUES

USO DE AGROTÓXICOS E SUAS IMPLICAÇÕES NA CONTAMINAÇÃO DE
MATRIZES AMBIENTAIS EM COMUNIDADE AGRÍCOLA DO NORDESTE DO
BRASIL

Tese de doutorado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito parcial para a obtenção do título de doutor em Engenharia Civil. Área de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Aprovada em: 22/10/2024.

BANCA EXAMINADORA

participação por videoconferência

Prof. Dr. Anderson Luiz Ribeiro de Paiva (examinador interno)
Universidade Federal de Pernambuco

participação por videoconferência

Prof.^a Dr.^a Ana Cristina Simões Rosa (examinadora externa)
Fundação Oswaldo Cruz

participação por videoconferência

Dr. Williams José de Oliveira (examinador externo)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

participação por videoconferência

Prof.^a Dr.^a Rogéria Mendes do Nascimento (examinador externo)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco

participação por videoconferência

Prof. Dr. Artur Paiva Coutinho (examinador interno)
Universidade Federal de Pernambuco

OFEREÇO

Ao meu **Senhor Jesus Cristo**, pela Salvação, pelo dom da vida e pela saúde para executar todas as etapas do curso de doutorado. **A Ele toda a glória e honra!**

Aos meus pais amados: **Carlinhos & Mana Marques**

Ao meu grande amor: **Elane Marques**

Ao meu querido irmão: **Lucas Marques**

Palavras não são suficientes para agradecer todo o apoio, amor e carinho de vocês para comigo.

A VOCÊS QUE AMO TANTO, **DEDICO!!!**

AGRADECIMENTOS

À **Universidade Federal de Pernambuco** pela possibilidade de cursar o Doutorado em Engenharia Civil – PPGEC/UFPE.

À **Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE**, por permitir que eu tivesse horário especial para cursar as disciplinas e realizar as atividades de pesquisa do curso.

À minha orientadora **Prof^a. Ph.D. Suzana Maria Gico Lima Montenegro**, pelo seu empenho em fornecer o auxílio devido e as orientações essenciais ao bom andamento do trabalho, mesmo em meio às suas muitas atribuições.

À minha coorientadora **Prof^a. Dr^a. Marília Regina Costa Castro Lyra**, pela amizade e apoio em todas as etapas do doutorado, além de toda a parceria desde o curso de graduação e mestrado.

Ao **Prof. Dr. Anderson Luiz Ribeiro de Paiva**, por todo o ensinamento a respeito da temática de modelagem de águas subterrâneas e a paciência em todas as reuniões de alinhamento e mensagens de Whatsapp.

À **Prof^a. Dr^a. Rogéria Mendes do Nascimento**, por todo apoio desde a graduação e pela inspiração na linha de pesquisa, criada com sua tese de doutorado.

A todos os professores que compuseram a banca de avaliação do doutorado, a saber: **Prof. Dr. Anderson Luiz Ribeiro de Paiva, Prof. Dr. Artur Paiva Coutinho, Prof^a. Dr^a. Rogéria Mendes do Nascimento, Prof^a. Dr^a. Ana Cristina Simões Rosa, Dr. Willams José de Oliveira**: muito obrigado pelas valiosas contribuições.

A todos os professores do PPGEC/UFPE, em especial: **Prof^a. Suzana Montenegro, Prof. Anderson Paiva, Prof^a Sylvana Melo, Prof. Jaime Cabral, Prof^a. Bruna Soares Fernandes, Prof. Fabrício Motteran, Prof. José Roberto Azevedo e Prof^a Maria do Carmo Sobral**.

À secretaria da Pós-Graduação em Engenharia Civil – PPGEC/UFPE por todo apoio e auxílio durante todo o período de doutoramento, em especial: **Andrea Negromonte**.

Ao **Laboratório de Toxicologia da Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca (ENSP/FIOCRUZ)**, por meio da Dr^a. Ana Cristina Simões Rosa, pela parceria para realização das análises de resíduos de agrotóxicos na matriz água.

Ao **Laboratório de Avaliação de Contaminantes Orgânicos (LACOR/UFC)**, por meio do Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante, pela parceria para realização das análises de resíduos de agrotóxicos no sedimento do rio.

À **Agência de Defesa e Fiscalização Agropecuária do estado de Pernambuco (ADAGRO)**, na pessoa do Diretor de Defesa e Inspeção Vegetal Sr. Jurandir Barbosa, pela disponibilização dos dados da área em estudo.

Ao **Laboratório de Análise de Resíduos de Agrotóxicos e Contaminantes (LABTOX/ITEP)**, na pessoa da gerente Dr^a. Adélia Pessoa, pela avaliação do solo quanto à presença de resíduos de agrotóxicos.

À M.Sc **Nathalia Sobral**, chefe do Laboratório de Solos da Estação Experimental de Cana-de-Açúcar do Carpina (EECAC/UFRPE), ao Sr. José Leonildo (“Carpina”) e Maria Anunciada pela análise granulométrica das amostras de sedimentos do rio Natuba e do perfil dos piezômetros.

Ao **Laboratório de Solos da Associação dos Fornecedores de Cana-de-Açúcar de Pernambuco (AFCP)**, pela análise química do solo/sedimentos.

Ao **Dr. Djalma Euzébio Simões Neto**, coordenador da Estação Experimental de Cana-de-Açúcar do Carpina (EECAC/UFRPE), pelo incentivo de trabalho e por todo o apoio nas etapas desta pesquisa.

Ao **Prof. Dr. Erison Barros**, do Departamento de Engenharia Cartográfica da UFPE, por ajudar no levantamento topográfico da área em estudo.

À empresa **SMC Biológicos** pela parceria na assistência técnica rural na comunidade de estudo.

Aos **produtores rurais da comunidade do Natuba**, pela colaboração com o nosso estudo.

À **enfermeira Tayomara Millena** (coordenadora da Unidade de Saúde da Família Natuba), **Prof. Claudemir Coelho** (diretor da Escola municipal Janise dos Santos Oliveira), **Sr. Eduardo Ruspoli** (funcionário do restaurante “O Brasileirão”) e **Sr. “Zé do Galo”** (supervisor da horta do Sr. João Souza), pelo auxílio no que se refere às coletas de águas da chuva e seu devido armazenamento até que eu chegasse para levá-las ao laboratório.

Ao Sr. **Ricardo Cavalcante (“Buá Poços”)**, por realizar a instalação dos poços de monitoramento.

Ao **Ivanildo (Flash Drone)**, pelo auxílio nas fotos aéreas, por meio do seu equipamento de drone.

À minha esposa **Elane**, por todo amor, carinho e atenção, essenciais ao bom andamento das fases árduas do doutorado. **Aos meus pais**, por sempre terem investido em mim durante toda vida, confiado no meu potencial e me incentivado a continuar firme.

Aos colegas do Grupo de Recursos Hídricos da UFPE que de alguma forma auxiliaram na pesquisa, em especial: **Franklin Linhares, José Adson, José Adalberto e Wendel Soares**.

A todos os colegas de trabalho na EECAC/UFRPE que sempre me apoiaram, seja doando seu tempo para auxiliar nas atividades de campo/logísticas, na revisão do trabalho escrito ou me dando uma palavra amiga nas horas de ansiedade, em especial: **Dr. Djalma Euzébio, Dr. Willams Oliveira, Patrícia Moura, Elifas Soares, Wilkilane Silva, Gilberto Eduardo, Paulo Rocha, Lucinete Sabino, João Victor, Benilton Lima, Suzana Menezes, Bruno Wallace, Amaro Epifânio, Walber Douglas, Jaime Paula, José Fernando, Ismael Gaião e Geoge Carlos**.

A todos vocês, meu muito obrigado!!

“Tendo por certo isto mesmo, que aquele que em vós
começou a boa obra a aperfeiçoará até o dia de Jesus
Cristo”

Filipenses 1:6 (Bíblia Sagrada)

APRESENTAÇÃO DO AUTOR

Este trabalho foi elaborado para ser apresentado à Banca Examinadora do Programa Pós-Graduação em Engenharia Civil – PPGEC, área de concentração em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Pernambuco – UFPE.

O autor possui graduação em Gestão Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco (IFPE) (2014), mestrado em gestão ambiental pelo Instituto Federal de Pernambuco (IFPE) (2017). Possui curso técnico em segurança do trabalho pela Escola Técnica Estadual Almirante Soares Dutra e em administração pela Escola Técnica Estadual Professor Agamenon Magalhães. Além disso, é especialista em gestão, licenciamento e auditoria ambiental pela Universidade Norte do Paraná (UNOPAR) e em gestão pública pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). É colaborador voluntário do Grupo de Pesquisa Gestão Ambiental (GAMPE/UFRPE) e do Grupo de Pesquisa de Tecnologia Ambiental e Bioprocessos (Centro de Pesquisa/IFPE). Lecionou as disciplinas "Fundamentos de Gestão Ambiental" e "Qualidade, Segurança, Meio Ambiente e Saúde - QSMS" no Centro de Ensino Grau Técnico, unidade Carpina em 2015. Foi bolsista BIA/FACEPE (2012), PIBEX/IFPE (2013) e "Winterkurs" do Serviço Alemão de Intercâmbio Acadêmico (*Deutscher Akademischer Austauschdienst* - DAAD) em 2018. Atualmente atua como assistente em administração na Estação Experimental de Cana-de-Açúcar do Carpina (EECAC/URFPE), onde dá suporte à pesquisa de melhoramento genético de cana-de-açúcar no âmbito da Rede Interuniversitária para o Desenvolvimento do Setor Sucroenergético (RIDESA).

Esta Tese de Doutorado foi orientada pela Prof^a. Ph.D. Suzana Maria Gico Lima Montenegro que possui graduação em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Pernambuco (1985), mestrado em Engenharia Civil-Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (1989), Ph.D. em *Civil Engineering* - *University of Newcastle Upon Tyne* (1997). Realizou Pós-Doutorado no *Centre for Ecology and Hydrology-Wallingford* (2008) e estágio sênior (ESN) no *Laboratoire d'Ecologie des Hydrosystèmes Naturels et Anthropisés* (LEHNA), *Université Claude Bernard Lyon 1*, França (2015) e na *Technische Universität Dresden*, Alemanha (2018). É professora da UFPE desde 1990, lecionando disciplinas nos cursos de Graduação em Engenharia Civil e Engenharia Cartográfica. Atualmente é Professora Titular, membro permanente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UFPE (Mestrado e Doutorado) e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco (Mestrado e Doutorado). Também é membro da Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, e da Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Orienta alunos de IC, Mestrado, Doutorado e supervisiona bolsistas de Pós-Doutorado. Coordenou diversos projetos de pesquisa e de cooperação financiados por agências nacionais e internacionais. Tem experiência na área de Engenharia Sanitária, com ênfase em Recursos Hídricos e Geociências, atuando principalmente nos seguintes temas: semiárido, salinidade, aluvião, águas subterrâneas e variabilidade espacial, modelagem hidrológica distribuída e mudanças climáticas, drenagem urbana. Atua como revisora e editora de periódicos nacionais e internacionais. Participou de Câmara de Engenharias da FACEPE (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Pernambuco) (200-2002 e 2010-2013), foi membro do CA- Ciências Ambientais do CNPq (2012-2014). Participou como membro de comissão organizadora e *co-chair* de diversos eventos científicos nacionais e internacionais. Foi Diretora de Regulação e Monitoramento da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC) (2010-2011). Exerceu cargos administrativos na UFPE: Vice Chefe do

Departamento de Engenharia Civil, Chefe do Departamento de Engenharia Civil, Coordenadora de Projetos da Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação e Secretária Executiva da Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da UFPE (2011-2019), Membro do Conselho Superior da FACEPE, Diretora de Representações Regionais da ABRH (Associação Brasileira de Recursos Hídricos) (2017-2018) e Coordenadora pela UFPE do Mestrado Profissional em Rede em Gestão de Recursos Hídricos (ProfÁgua) (2016-2019). Atualmente é Diretora Presidente da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC). É membro da Academia Pernambucana de Engenharia e da Academia Pernambucana de Ciências. Atualmente é vice-presidente da Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRHidro, coordenadora da CTPA - Câmara Técnica de Planejamento e Articulação e do Conselho Nacional de Recursos Hídricos - CNRH desde maio de 2022.

Na qualidade de coorientadora, o estudo teve a participação da Prof^a. Dr^a. Marília Regina Costa Castro Lyra. Possui graduação em Agronomia pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (1999), graduação em Licenciatura em Ciências Agrícolas pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (2001), mestrado em Agronomia (Ciências do Solo) pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (2002) e doutorado em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Pernambuco (2008). Possui Pós-doutorado pela *Technische Universität Berlin* Alemanha na área de Tecnologias Ambientais e Gestão de Recursos Hídricos (2013). É professora titular do Instituto Federal de Pernambuco - IFPE desde 2019, lecionando disciplinas nos cursos de Graduação e Pós-graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental. Atualmente é membro permanente e coordenadora do Programa de Pós-graduação em Gestão Ambiental do IFPE (Mestrado). Também é membro da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência -SBPC e da *Internacional Water Association* (IWA). Membro titular do Conselho Gestor do Refúgio de Vida Silvestre do Engenho Uchoa/Pernambuco. Tem experiência na área de Engenharia Sanitária, Agrícola e Ambiental, com ênfase em gestão e qualidade ambiental, atuando principalmente nos seguintes temas: vinhaça, solo, resíduos no solo, recursos hídricos, águas subterrâneas, agrotóxicos e sistemas de gestão ambiental. Participou como membro da Equipe Científica do projeto Finep para construção do Centro de Pesquisa do IFPE/Campus Recife, Chamada Pública MCT/Finep/CT-Infra-Proinfra01/2009, e foi sua Coordenadora por 5 anos. No Mestrado Profissional em Gestão Ambiental orientou 12 dissertações de mestrado e co-orientou 20. No Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da UFPE co-orientou uma dissertação e duas Teses e no Programa de Ciências Florestais da UFRPE uma Tese. Na Iniciação Científica orientou 25 trabalhos (bolsistas CNPq e do IFPE), na Iniciação a Extensão e outras modalidades 17 trabalhos (bolsistas IFPE), 30 Trabalhos de Conclusão do Curso de Tecnologia em Gestão Ambiental e 5 trabalhos na Especialização em Gestão Pública do IFPE. Desempenhou funções administrativas como Coordenadora de Pesquisa do IFPE Campus Recife, Coordenadora do Curso de graduação em Tecnologia de Gestão Ambiental, Vice-coordenadora do seu Mestrado Profissional em Gestão Ambiental (MPGA) e foi Pró-reitora de Extensão do IFPE. Presidiu a Comissão de criação do Mestrado Profissional em Gestão Ambiental do IFPE-Campus Recife. Atualmente compõe a Comissão de estruturação do curso de Engenharia Ambiental do IFPE Campus Recife e a Comissão de criação do Doutorado Profissional em Gestão Ambiental do PPGA-IFPE. Lidera o Grupo de Pesquisa Tecnologia Ambiental e Bioprocessos e coordena o Laboratório de mesmo nome, localizado no Centro de Pesquisa do IFPE. Coordena projetos de pesquisa e extensão e participa como colaboradora de outros em parceria com a UFPE (Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil), UFRPE (Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais), participa dos programas institucionais de Iniciação Científica, Iniciação a Extensão, Iniciação Tecnológica, Incentivo Acadêmico - BIA/FACEPE, monitoria e Estágio de Docência. Atua como revisora de trabalhos científicos e

é editora do periódico Coleção Interdisciplinar Meio Ambiente e Sustentabilidade/CIMAS vinculado ao Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental do IFPE. É consultora da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Pernambuco/FACEPE, e membro titular da SBPC no Conselho Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco/CONSEMA. Foi Secretária Adjunta da SBPC/PE no período de 2019 a 2020 e bolsista de Produtividade em Pesquisa do Programa Institucional do IFPE. Secretária e membro fundacional da Associação Brasileira de Ensino, Pesquisa e Extensão em Tecnologia Social – ABEPETS.

RESUMO

A utilização indiscriminada de agrotóxicos tem recebido atenção especial, tendo em vista a possibilidade de gerar impactos ambientais negativos, com consequente desequilíbrio das funções ecossistêmicas e salubridade da saúde humana, seja pelo contato direto no campo ou pelo consumo de alimentos e/ou água contaminados. Este cenário é agravado no Brasil pelo fato de ser o maior consumidor desse tipo de agroquímico no mundo. Sendo assim, este estudo teve como objetivo estimar o risco potencial de contaminação ambiental por agrotóxicos utilizados no município de Vitória de Santo Antão, avaliar a presença de contaminação de agrotóxicos, nas diversas matrizes ambientais da sub bacia do riacho do Natuba e propor modelo conceitual experimental para modelagem numérica do fluxo hídrico subterrâneo. Para estimar o risco potencial de contaminação dos compostos utilizados na região, foi utilizado o *Environmental Risk Index* (ERI) aplicado aos dados dos agrotóxicos comercializados no município de Vitória de Santo Antão no biênio 2022-2023. Realizou-se amostragem em água de chuva, aquífero, nascente de rio, rio Natuba, tanques de lavagem, hortaliças folhosas (alface, coentro e cebolinha), solo e sedimento de rio. A detecção foi realizada por meio de GC/MS, LC/MS, GC-FPD, GC/NPD e GC-EDC/ECD, a depender da matriz e analitos analisados. Foi proposto um modelo matemático conceitual no software *ModelMuse*, visando compreender o fluxo hídrico subterrâneo do aquífero local. Estimou-se que os compostos glifosato e mancozebe apresentam maior risco potencial de contaminação do meio ambiente, se comparado às demais substâncias relatadas pelos produtores de Natuba. Dentre os compostos detectados nas matrizes ambientais, destacaram-se atrazina, pendimetalina e metolacoloro. As análises demonstraram contaminação das matrizes na região por 71 compostos distintos, com a identificação de sete compostos nas horticulturas, seis no solo, cinquenta e quatro no sedimento do rio, uma na nascente, seis em tanques de lavagem, três no rio Natuba e quinze nos poços de monitoramento. Observou-se ênfase para os sedimentos do rio pelo fato de ter apresentado detecção de grande variedade de substâncias, 70,37% proibidas há anos ou que até mesmo nunca foram aprovadas para utilização no país e, para as hortaliças, por causa da quantificação de compostos não aprovados para as culturas avaliadas, além de exceder o quociente de risco crônico para uma das amostras de alface. A maior detecção de compostos no aquífero no inverno é explicada pela maior pluviosidade e menor espessura da zona vadosa na área. Quanto ao modelo de fluxo do aquífero Natuba, este demonstrou estar adequado à realidade e coerente, pois encontrou-se ótimo valor para índice de eficiência de Nash-Sutcliffe: 0,99, ou seja, as cargas hidráulicas observadas estão próximas das simuladas. Simulações iniciais de transporte do contaminante atrazina fornecem indícios de que o composto é transportado para o rio. O modelo calibrado constitui-se de ferramenta capaz de fornecer embasamento para gerenciamento na região. Por fim, é preciso focar em saídas plausíveis para o cenário de contaminação a exemplo da transição para um modelo de cultivo agroecológico, apoiado por ações efetivas dos órgãos pertinentes.

Palavras-chave: Sub bacia hidrográfica do Natuba; Agricultura familiar; Contaminação ambiental por agrotóxicos; Modelagem de água subterrânea; ModelMuse.

ABSTRACT

The indiscriminate use of pesticides has received special attention, given the possibility of generating negative environmental impacts, with consequent imbalance in ecosystem functions and human health, either through direct contact in the field or through the consumption of contaminated food and/or water. This scenario is aggravated in Brazil by the fact that it is the largest consumer of this type of agrochemical in the world. Therefore, this study aimed to estimate the potential risk of environmental contamination of pesticides used in the municipality of Vitória de Santo Antão, to assess the presence of pesticide contamination in the various environmental matrices of the Natuba stream sub-basin, and to propose an experimental conceptual model for numerical modeling of groundwater flow. To estimate the potential risk of contamination of the compounds used in the region, the Environmental Risk Index (ERI) was applied to data on pesticides sold in the Vitória de Santo Antão in the 2022-2023 biennium. Sampling was performed in rainwater, aquifer, river source, Natuba River, washing tanks, leafy vegetables (lettuce, coriander and chives), soil and river sediment. Detection was performed by GC/MS, LC/MS, GC-FPD, GC/NPD and GC-EDC/ECD, depending on the matrix and analytes analyzed. A conceptual mathematical model was proposed in the ModelMuse software, aiming to understand the groundwater flow of the local aquifer. It was estimated that the compounds glyphosate and mancozeb present a greater potential risk of environmental contamination, when compared to the other substances reported by Natuba producers. Among the compounds detected in the environmental matrices, atrazine, pendimethalin and metolachlor stood out. The analyses demonstrated contamination of the matrices in the region by 71 different compounds, with the identification of seven compounds in horticultures, six in soil, fifty-four in river sediment, one in the source, six in washing tanks, three in the Natuba River and fifteen in monitoring wells. Emphasis was placed on river sediments due to the detection of a wide variety of substances, 70.37% of which were banned years ago or had never even been approved for use in the country, and for vegetables, due to the quantification of compounds not approved for the crops evaluated, in addition to exceeding the chronic risk quotient for one of the lettuce samples. The greater detection of compounds in the aquifer in winter is explained by the greater rainfall and thinner vadose zone in the area. As for the flow model of the Natuba aquifer, it proved to be adequate to reality and coherent, since an excellent value was found for the Nash-Sutcliffe efficiency index: 0.99, that is, the observed hydraulic loads are close to those simulated. Initial simulations of atrazine contaminant transport provide evidence that the compound is transported to the river. The calibrated model constitutes a tool capable of providing a basis for management in the region. Finally, it is necessary to focus on plausible solutions to the contamination scenario, such as the transition to an agroecological cultivation model, supported by effective actions from the relevant bodies.

Keywords: Natuba river sub-basin; Family farming; Environmental contamination by pesticides; Groundwater modeling; ModelMuse.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Possíveis destinos dos agrotóxicos no meio ambiente.....	30
Figura 2	Esquema do processo de modelagem matemática.....	54
Figura 3	Passo a passo metodológico para consecução dos objetivos estabelecidos para a presente pesquisa.....	62
Figura 4	Horticultura na região do baixo rio Natuba, município de Vitória de Santo Antão – Pernambuco.....	61
Figura 5	Armazenamento indevido de agrotóxicos em uma comunidade do baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão – Pernambuco.....	63
Figura 6	Produtores rurais aplicando agrotóxicos sem o uso de EPI na comunidade do baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão – Pernambuco.....	63
Figura 7	Delimitação dentro da sub bacia do rio Natuba para a área de interesse.....	64
Figura 8	Vista aérea da área de interesse na sub bacia do baixo rio Natuba, município de Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	65
Figura 9	Acumulado mensal para precipitação no município de Vitória de Santo Antão – Pernambuco entre os anos 2000-2023.....	66
Figura 10	Acumulado anual para precipitação no município de Vitória de Santo Antão-Pernambuco, entre os anos 2000-2023.....	66
Figura 11	Remanescente de vegetação na sub bacia do rio Natuba (Pernambuco), Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	73
Figura 12	Inserção da sub bacia do Natuba na Unidade de Planejamento 02.....	74
Figura 13	Processo de instalação dos novos poços de monitoramento no baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão – Pernambuco.....	92
Figura 14	Localização dos poços de monitoramento na sub bacia do baixo rio Natuba.	93
Figura 15	Detalhes dos poços de monitoramento instalados na área em estudo.....	93
Figura 16	Especificações dos coletores de água de chuva.....	94
Figura 17	Distribuição espacial dos pontos de coleta de água da chuva no bairro Natuba, município de Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	95
Figura 18	Tanques de lavagem selecionados para análise quanto à presença de resíduos de agrotóxicos.....	96
Figura 19	Coleta das amostras de água na sub bacia do Natuba, município de Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	99

Figura 20	Coleta de solo na sub bacia do baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	103
Figura 21	Fluxograma do método de extração e análise de agrotóxicos em solo.....	104
Figura 22	Fluxograma do método de extração e análise de agrotóxicos em sedimentos de rio.....	105
Figura 23	Etapas do processo de modelagem matemática utilizando o software ModelMuse.....	106
Figura 24	Levantamento planialtimétrico da área em estudo.....	108
Figura 25	Realização de ensaios Slug Test para estimar condutividade hidráulica do aquífero.....	109
Figura 26	Verificação dos níveis estáticos do aquífero freático localizado na sub bacia do baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	110
Figura 27	Visualização do cilindro de infiltração em leito de rio (a) e a execução do teste em campo (b).....	112
Figura 28	Detalhamento do cilindro utilizado para teste de infiltração no leito do rio Natuba.....	112
Figura 29	Coleta para análise granulométrica das amostras de sedimento do rio Natuba.....	114
Figura 30	Malha do modelo refinada, com destaque para as células ativas e inativas.....	116
Figura 31	Domínio do modelo destacando as condições de contorno inseridas.....	116
Figura 32	Cargas hidráulicas iniciais inseridas no modelo conceitual.....	117
Figura 33	Indicação da área estabelecida para carga constante do contaminante atrazina para as simulações de transporte de soluto.....	121
Figura 34	Gráfico radar do ERI para glifosato e mancozeb.....	123
Figura 35	Estatística descritiva para os parâmetros do método ERI dos compostos identificados nas matrizes ambientais de Natuba.....	129
Figura 36	Compostos detectados na comunidade de Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	139
Figura 37	Lavagem de hortaliças (esquerda) e preparação da calda de pulverização de agrotóxicos (direita) no tanque de lavagem na comunidade de Natuba.....	147
Figura 38	Imagem do rio Natuba na área em estudo, destacando a presença de resíduos sólidos.....	148

Figura 39	Profundidade de lençol freático e precipitações acumuladas nos meses de coleta de amostras dos poços de monitoramento.....	151
Figura 40	Avaliação da vulnerabilidade do aquífero freático da comunidade do baixo Natuba.....	152
Figura 41	Reunião instrutiva para ensino dos novos procedimentos de tratos culturais na área de trabalho piloto dentro da comunidade do baixo Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	177
Figura 42	Observações, a cada segundo, do decréscimo de carga hidráulica vs. tempo para o ensaio slug test realizado no piezômetro 1 da comunidade do baixo Natuba, Vitória de Santo Antão.....	179
Figura 43	Variação do nível estático, entre junho/2023 a maio/2024, nos 8 piezômetros localizados na comunidade do baixo rio Natuba, município de Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	181
Figura 44	Cargas hidráulicas calculadas versus observadas para o modelo proposto para a área de estudo.....	187
Figura 45	Distribuição dos resíduos no domínio do modelo.....	187
Figura 46	Cargas hidráulicas para os períodos de tempo 26 (a) e 52 (b) da simulação....	188
Figura 47	Cortes transversais: oeste-leste (a) e noroeste-sudeste (b) para os períodos de tempo 17, 33 e 52.....	188
Figura 48	Vista de uma parte do rio Natuba com destaque para algumas captações ativas no manancial nas imediações do transecto 4.....	189
Figura 49	Distribuição estimada da concentração do contaminante atrazina nas quatro campanhas de análise no aquífero.....	191
Figura 50	Gráfico de verificação dos dados simulados versus observados de concentração da atrazina nos poços de monitoramento.....	192
Figura 51	Concentrações de atrazina simuladas nos períodos de tempo 26 (a) e 52 (b) dias.....	193

LISTA DE QUADROS

Quadro 1	Levantamento das principais normativas a respeito do tema agrotóxicos no Brasil e no estado de Pernambuco.....	35
Quadro 2	Casos de contaminação ambiental por agrotóxicos no mundo.....	39
Quadro 3	Contaminação de recursos hídricos superficiais por agrotóxicos.....	41
Quadro 4	Contaminação de recursos hídricos subterrâneos por agrotóxicos.....	44
Quadro 5	Informações sobre os compostos: azoxistrobina, imidacloprido, fentoato e tebuconazole.....	46
Quadro 6	Utilização do código computacional Modflow em estudos ao redor do mundo.....	56
Quadro 7	Quadro 6 – Período, quantidade amostral e matriz para análise de agrotóxicos em recursos hídricos na área em estudo.....	98
Quadro 8	Período, quantidade amostral e matriz para análise de agrotóxicos em hortaliças na área em estudo.....	100
Quadro 9	Período, quantidade amostral e matriz para análise de agrotóxicos em solos e sedimentos do rio Natuba.....	103
Quadro 10	Parâmetros de entrada para o processo de modelagem de fluxo subterrâneo no ModelMuse.....	107
Quadro 11	Produtos comerciais em uso relatados por agricultores rurais em Natuba, município de Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	137
Quadro 12	Classificação ambiental dos produtos comerciais de difenoconazole, iprodiona e pendimetalina.....	158
Quadro 13	Parâmetros de entrada para o processo de modelagem de fluxo subterrâneo no ModelMuse.....	177

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Classificação toxicológica dos agrotóxicos.....	31
Tabela 2	Evolução do comércio de agrotóxicos no Brasil entre 2000-2022 (tonelada de ingrediente ativo).....	33
Tabela 3	Resultado do Programa de Análise de Resíduos em Alimentos/ANVISA.....	50
Tabela 4	Média mensal para os parâmetros pressão atmosférica, temperatura, umidade, temperatura do solo, umidade do solo e velocidade do vento para o município de Vitória de Santo Antão – Pernambuco, período de 2013 a 2024.....	67
Tabela 5	Parâmetros morfométricos da sub bacia do Natuba, município de Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	75
Tabela 6	Resultados das análises dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos para presença de resíduos de agrotóxicos no baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão – Pernambuco.....	75
Tabela 7	Ingredientes ativos comercializados em Vitória de Santo Antão – Pernambuco (compostos utilizados em Natuba destacados em cinza).....	79
Tabela 8	Dados de entrada, para o modelo Environmental Risk Index (ERI), dos compostos comercializados no município de Vitória de Santo Antão – Pernambuco.....	87
Tabela 9	Classificação de severidade dos compostos agrotóxicos por meio dos dados do Environmental Risk Index (ERI).....	86
Tabela 10	Classificação de severidade dos compostos agrotóxicos por meio dos dados de seu Perfil Toxicológico.....	86
Tabela 11	Coordenadas geográficas e cotas topográficas dos poços de monitoramento localizados no baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	92
Tabela 12	Coordenadas geográficas dos locais de coleta da água da chuva no baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	95
Tabela 13	Coordenadas geográficas dos tanques de lavagem de hortaliças amostrados no baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco....	97

Tabela 14	Coordenadas geográficas dos poços, com filtro no embasamento cristalino, localizados no baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	99
Tabela 15	Quantidade mínima de alface, coentro e cebolinha para análise quanto à presença de resíduos de agrotóxicos.....	101
Tabela 16	Dados de entrada para o modelo de transporte do contaminante atrazina..	120
Tabela 17	Ranqueamento dos ingredientes ativos de agrotóxicos comercializados em Vitória de Santo Antão-Pernambuco, quanto à capacidade de contaminação ambiental.....	124
Tabela 18	Estatística descritiva para os parâmetros do método ERI para os compostos comercializados em Vitória de Santo Antão – Pernambuco....	127
Tabela 19	Estatística descritiva para os parâmetros do método ERI dos compostos identificados nas matrizes ambientais de Natuba.....	128
Tabela 20	Resumo das respostas aos questionários conduzidos na comunidade de Natuba.....	131
Tabela 21	Probabilidade para respostas positivas e seus respectivos erros de amostragem.....	136
Tabela 22	Média (por metro) do percentual da classe textural dos piezômetros.....	139
Tabela 23	Agrupamento estatístico em grupos homogêneos (Scott-Knott) de acordo com a profundidade do perfil do solo.....	140
Tabela 24	Resultado da análise de agrotóxicos na água da comunidade de Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	142
Tabela 25	Compostos identificados em hortaliças cultivadas no baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	156
Tabela 26	Quociente de risco para consumos das hortaliças analisadas no baixo Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	159
Tabela 27	Resíduos de agrotóxicos em solo na sub bacia do baixo Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	162
Tabela 28	Resíduos de agrotóxicos em sedimento do rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	165
Tabela 29	Estimativa da contaminação de peixes do rio Natuba por meio do Fator de Bioconcentração dos agrotóxicos detectados no sedimento.....	171

Tabela 30	Resultados das análises químicas das amostras de solo e sedimento do rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	175
Tabela 31	Cotas de lâmina d'água e de largura para o rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	178
Tabela 32	Valores de condutividade hidráulica estimadas para os piezômetros instalados na sub bacia do baixo Natuba.....	179
Tabela 33	Análise da diferença dos níveis estáticos durante o ciclo hidrológico: junho/23 a maio/24.....	183
Tabela 34	Valor estimado de recarga para os 8 piezômetros instalados na comunidade de Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	182
Tabela 35	Valores de infiltração vertical no leito do rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco.....	185
Tabela 36	Percentuais de granulometria para os locais de realização dos testes de infiltração no leito do rio.....	185
Tabela 37	Teste U de Mann-Whitney e estatística descritiva para o conjunto de dados do teste de infiltração.....	186
Tabela 38	Estatística dos resíduos da modelagem do fluxo subterrâneo na área em estudo.....	187
Tabela 39	Balanco hídrico acumulado para a área domínio do modelo no período de 364 dias.....	190
Tabela 40	Valores de concentração de atrazina nos oito poços de monitoramento..	191
Tabela 41	Verificação da convergência dos resíduos do contaminante atrazina para o modelo.....	192

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ADAGRO	Agência de Defesa e Fiscalização Agropecuária do estado de Pernambuco
ADI	Valor máximo aceitável de ingestão
ALEPE	Assembleia Legislativa de Pernambuco
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
ANAC	Agência Nacional de Aviação Civil
ANOVA	Análise de variância
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
APAC	Agência Pernambucana de Águas e Clima
ASE	Extração acelerada por solvente
AT	Toxicologia animal
ATER	Assistência Técnica e Extensão Rural
BHC	Hexaclorobenzeno
CAAE	Certificado de Apresentação de Apreciação Ética
CDFA	<i>California Department of Food and Agriculture</i>
CEASAPE	Centro de Abastecimento e Logística de Pernambuco
CEP	Comitê de Ética em Pesquisa
CETESB	Companhia Ambiental do estado de São Paulo
CG/GC	Cromatografia gasosa
CHD	Carga hidráulica constante
chQ	Quociente de risco crônico
CMR	Curva Mestre de Recessão
COFINS	Contribuição para o Financiamento da Seguridade Social
CTC	Capacidade de troca de cátions
CV	Coeficiente de variação
D	Dose de aplicação
DDD	Diclorodifenildicloroetano
DDE	Diclorodifenildicloroetileno
DDT	Diclorodifeniltricloroetano
EDC/ECD	Detector de captura de elétrons
EDI	Valor máximo estimado de ingestão
EECAC	Estação Experimental de Cana-de-Açúcar do Carpina
ENSP	Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
EPI	Equipamento de Proteção Individual
ERI	<i>Environmental Risk Index</i>
Exttoxnet	<i>Extension Toxicology</i>
FDP	Detector fotométrico de chama
FEFLOW	<i>Finite Element Subsurface Flow and Transport Simulation System</i>
Freewat	<i>Free and open source tools for water resource management</i>
GHS	Sistema harmonizado de classificação e rotulagem de produtos químicos
GMS	<i>Groundwater Modelling System</i>

GRH	Grupo de Recursos Hídricos
GSI	<i>Groundwater Screening Index</i>
GUS	<i>Groundwater Ubiquity Score</i>
GWT	<i>Groundwater Transport</i>
H _{aquífero}	Carga hidráulica no aquífero
HGS	<i>HydroGeosphere</i>
H _{rio}	Carga hidráulica no rio
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMS	Imposto sobre operações relativas à circulação de mercadorias e prestação de serviços
IFPE	Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco
IMS	Pacote de solução iterativa do modelo
INCRA	Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
INPEV	Instituto Nacional de Processamento de Embalagens Vazias de Agrotóxicos
IPA	Instituto Agrônômico de Pernambuco
ITEP	Instituto de Tecnologia de Pernambuco
K _{oc}	Coeficiente de adsorção ao carbono orgânico
K _{ow}	Coeficiente de partição octanol-água
L	Capacidade de lixiviação
LABTOX	Laboratório de Análise de Resíduos de Agrotóxicos e Contaminantes
LACOR	Laboratório de Avaliação de Contaminantes Orgânicos
LC	Cromatografia líquida
LD	Limite de detecção
LD50	Dose letal aguda
LEACH	<i>Leaching Index</i>
LMR	Limite Máximo de Resíduos
LQ	Limite de quantificação
MAE	Erro médio absoluto
MAPA	Ministério da Agricultura e Pecuária
MMA	Ministério de Meio Ambiente e Mudança do Clima
MS	Espectrometria gasosa
NPD	Detector de nitrogênio e fósforo
NS	Índice de Nash-Sutcliffe
ODS	Objetivo do Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
P	Persistência do agrotóxico no solo
PAN	<i>Pesticide Action Network</i>
PARA	Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos
PASEP	Programa de Formação do Patrimônio do Servidor Público
PBDE	Éter difenílico polibromado
PCB	Bifenila policlorada
PCG2	<i>Preconditioned Conjugated Gradient</i>
PCRPR	Programa de Controle de Resíduos em Pescados

PEST	<i>Parameter Estimation</i>
PIS	Programa de Integração Social
PMWIN	<i>Processing Modflow for Windows</i>
PNCRC-Vegetais	Programa Nacional de Controle de Resíduos e Contaminantes em Produtos de Origem Vegetal
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
POP	Poluente Orgânico Persistente
PPDB	<i>Pesticide Properties Database</i>
RCH	Recarga
R _{fd}	Dose de referência
RIV	Rio
RLPI	<i>Relative Leaching Potential Index</i>
RMR	Região Metropolitana de Recife
ROA	Requisição Oficial de Análise
RTK	Posicionamento cinemático em tempo real
SISAGUA	Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade de Água para Consumo Humano
SNVS	Sistema Nacional de Vigilância Sanitária
STF	Supremo Tribunal Federal
T _{1/2}	Meia vida no solo
TCLE	Termo de Consentimento Livre Esclarecido
TF	Termo de Fiscalização
TP	Perfil toxicológico
UFC	Universidade Federal do Ceará
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
UFRPE	Universidade Federal Rural de Pernambuco
UP2	Unidade de Planejamento 2
USGS	Serviço Geológico dos Estados Unidos da América
V	Capacidade de volatilização
VIGIAGRO	Sistema de Vigilância Agropecuária Internacional
VMP	Valor máximo permitido
VNA	Variação do nível d'água
WTF	<i>Water Table Fluctuation</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	26
1.1	PROBLEMA DA PESQUISA E HIPÓTESE.....	28
1.2	OBJETIVOS.....	28
1.2.1	Objetivo geral.....	28
1.2.2	Objetivos específicos.....	28
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	29
2.1	AGROTÓXICOS.....	29
2.2	REGULAMENTAÇÃO SOBRE AGROTÓXICOS.....	34
2.3	CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR AGROTÓXICOS.....	38
2.3.1	Contaminação de corpos hídricos superficiais.....	41
2.3.2	Contaminação de aquíferos.....	44
2.3.3	Contaminação de tanques de lavagem de vegetais.....	47
2.3.4	Contaminação de chuva.....	48
2.3.5	Contaminação de vegetais.....	49
2.3.6	Contaminação de solo e sedimentos de rio.....	52
2.4	MODELAGEM MATEMÁTICA.....	53
2.4.1	Modflow.....	56
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	61
3.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EM ESTUDO.....	61
3.1.1	Localização.....	64
3.1.2	Clima.....	65
3.1.3	Relevo e cobertura vegetal.....	73
3.1.4	Hidrografia e qualidade das águas.....	74
3.1.5	Geologia e hidrogeologia.....	76
3.2	AVALIAÇÃO DA POTENCIALIDADE DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR AGROTÓXICOS NA SUB BACIA DO RIO NATUBA...	78
3.2.1	Diagnóstico dos produtores rurais da comunidade do Natuba.....	90
3.3	DISPOSITIVO EXPERIMENTAL.....	91
3.3.1	Análises laboratoriais.....	97
3.3.1.1	Análise dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, água da chuva, tanques de lavagem de hortaliças quanto à presença de resíduos de agrotóxicos.	97
3.3.1.2	Análise das hortaliças quanto à presença de resíduos de agrotóxicos.....	100

3.3.1.3	Análise de solo e sedimentos de rio quanto à presença de resíduos de agrotóxicos.....	102
3.4	MODELAGEM MATEMÁTICA.....	105
3.4.1	Dados de entrada.....	106
3.4.1.1	Levantamento topográfico e medidas morfométricas do rio Natuba.....	107
3.4.1.2	Condutividade hidráulica do aquífero, porosidade efetiva e armazenamento específico.....	108
3.4.1.3	Levantamento dos níveis estáticos do aquífero e estimativa da taxa de recarga	110
3.4.1.4	Estimativa da condutividade hidráulica vertical do leito do rio.....	111
3.4.2	Construção e discretização do modelo conceitual.....	114
3.4.3	Calibração do modelo.....	118
3.4.4	Fluxo hídrico subterrâneo e balanço hídrico.....	119
3.4.4.1	Transporte do contaminante atrazina no aquífero.....	119
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	123
4.1	AVALIAÇÃO DA POTENCIALIDADE DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR AGROTÓXICOS NA SUB BACIA DO RIO NATUBA.....	123
4.1.1	Diagnóstico dos produtores rurais da comunidade de Natuba.....	131
4.2	ANÁLISE DE MATRIZES AMBIENTAIS.....	138
4.2.1	Caracterização física do perfil dos piezômetros.....	139
4.2.2	Avaliação dos recursos hídricos.....	141
4.2.3	Avaliação das hortaliças.....	155
4.2.4	Avaliação dos substratos.....	161
4.2.4.1	Análise química do solo e sedimento do rio.....	174
4.2.5	Perspectiva agroecológica para a problemática.....	176
4.3	MODELAGEM NUMÉRICA DE FLUXO HÍDRICO SUBTERRÂNEO.....	177
4.3.1	Dados de entrada do modelo.....	177
4.3.1.1	Levantamento topográfico e medidas morfométricas do rio Natuba.....	178
4.3.1.2	Condutividade hidráulica do aquífero, porosidade efetiva e armazenamento específico.....	179
4.3.1.3	Levantamento dos níveis estáticos do aquífero e estimativa da taxa de recarga...	180
4.3.1.4	Taxa de infiltração no leito do rio Natuba.....	185
4.3.2	Calibração do modelo.....	186

4.3.3	Fluxo hídrico subterrâneo e balanço hídrico.....	188
4.3.4	Transporte do contaminante atrazina no aquífero.....	190
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	195
5.1	CONCLUSÕES.....	195
5.2	RECOMENDAÇÕES.....	196
	REFERÊNCIAS.....	197
	APÊNDICE A – Questionário a respeito do manejo agrícola dos produtores rurais de Natuba, Vitória de Santo Antão-PE.....	253
	APÊNDICE B – Modelo de Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE).....	256
	ANEXO A – Lista dos compostos analisados na matriz água.....	258
	ANEXO B – Lista dos compostos analisados nas matrizes solo e hortaliça...	259
	ANEXO C – Lista dos compostos analisados na matriz sedimento.....	263

1 INTRODUÇÃO

A contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos, em especial os aquíferos, tornou-se um fato constatado de forma recorrente em regiões com proeminência de atividades agrícolas ao redor do mundo, principalmente devido ao modo inadequado de manejo, aliado, não raras as vezes, às características naturais (hidrogeológicas, climáticas, pedológicas) das localidades, as quais facilitam a percolação e infiltração desses contaminantes.

Ademais, percebe-se que há ligação da contaminação da água com a interferência negativa, de forma direta ou indireta, na saúde humana (Lopes; Albuquerque, 2018; Matias *et al.*, 2021; Menezes *et al.*, 2021). Nesse sentido, foram identificados resíduos de agrotóxicos em água de abastecimento em diversos estados do Brasil, a exemplo do Ceará (Menezes (2019), Rio de Janeiro (Veiga *et al.*, 2006), Rio Grande do Sul (Lucas *et al.*, 2020; Kronbauer; Biondo; Zanetti, 2021), Mato Grosso (Novais; Queiroz; Seabra Júnior, 2021) e São Paulo (CETESB, 2021a).

Este cenário se intensificou, pois, a demanda maior por alimentos no mundo gerou uma pressão pelo aumento de commodities na agricultura mundial (baseada na agricultura tradicional), a qual tem como pressuposto a mecanização e maior utilização de insumos químicos a exemplo dos agrotóxicos e fertilizantes. Este quadro crescente de imposição por alimentos em maior quantidade e qualidade estética possibilita a inserção de novos produtos químicos e manutenção de outros na agricultura. Estes agrotóxicos, em sua maioria, já tiveram comprovação de sua presença em diversas matrizes como será demonstrado no decorrer deste estudo.

A agricultura familiar, em especial, tende a utilizar, muitas vezes, de forma desproporcional e inadequada esses insumos, seja pela falta de orientação técnica, baixa escolaridade e instrução técnica, ou pela soma dos fatores anteriores (Marques, 2017). Sendo assim, é importante que haja modificação no modo de manejo da agricultura moderna para manejos mais sustentáveis em que se alie os vieses econômico, social e ambiental, como forma de permitir uma saída para este cenário cíclico de contaminação ambiental.

Um exemplo do exposto é a sub bacia do Natuba, considerada como cinturão verde do estado de Pernambuco, local em que já foram identificadas a contaminação do solo, recursos hídricos, hortaliças folhosas e os produtores rurais (Nascimento, 2013). O que imbui a área de maior importância para a pesquisa é a similaridade com outras diversas regiões no Brasil que utilizam grande quantidade de insumos químicos no cultivo próximo a águas superficiais e

subterrâneas e, assim, as conclusões deste estudo podem se tornar inferências para diversas outras áreas no que se refere à necessidade de um cultivo mais sustentável.

Apesar do cenário de contaminação constatado na sub bacia do Natuba (Nascimento, 2013), identifica-se que algumas matrizes ambientais da localidade não foram avaliadas ainda, a exemplo de água da chuva e dos tanques de lavagem, além dos sedimentos do rio Natuba. Torna-se essencial, então, adicionar essas matrizes ao monitoramento e repetir as análises já avaliadas anteriormente, de forma a verificar a evolução da contaminação local e possíveis saídas para este cenário.

A água de chuva, em especial, é uma matriz pouco explorada nos estudos de contaminação ambiental pelo uso de agrotóxicos no Brasil e que tem o potencial de fornecer informações importantes quanto à probabilidade de propagação atmosférica dos contaminantes (deposição úmida) em regiões agrícolas. E, é neste escopo que o presente estudo se insere como forma de trazer respostas às lacunas ainda existentes no país quanto aos impactos negativos da contaminação ambiental de matrizes ambientais e promover a sustentabilidade das práticas do campo.

Além disso, são inexistentes pesquisas que investiguem o fluxo hídrico subterrâneo na sub bacia do Natuba, servindo como base para uma avaliação prospecta do comportamento da pluma de contaminantes dinamicamente, na forma de um monitoramento contínuo dessa dispersão no lençol subterrâneo.

Para tanto, a evolução dos computadores tem permitido a execução e resolução de equações que regem o fluxo subterrâneo e transporte de solutos nos aquíferos (Paiva, 2004; Singui, 2017). Para além do prognóstico possibilitado por tal ferramenta, também se permite um melhor conhecimento da área estudada, por meio da obtenção de diferentes parâmetros do ambiente e compreensão de sua relação com os demais.

Tal metodologia é promissora e pesquisadores brasileiros têm se debruçado sobre ela em estudos diversos em águas subterrâneas, a exemplo da análise da dispersão da pluma de contaminantes em aquíferos (Cândido, 2018; Fandiño, 2020), de seu fluxo subterrâneo (Back, 2020; Santos, 2024) e da interação rio-aquífero (Santos, 2015; Oliveira; Klammler; Leal, 2020).

Dentre os benefícios mais gerais, encontra-se seu baixo custo, previsibilidade de cenários futuros possíveis, possibilitando tomada de decisões mais assertiva. Sabendo-se da lacuna de pesquisas sobre o comportamento hídrico subterrâneo da região do baixo Natuba (Vitória de Santo Antão-PE), entende-se que os dados gerados permitem melhor conhecimento da região e embasamento para tomada de decisões de órgãos e atores sociais pertinentes, visando gerenciamento ambiental adequado para a região.

1.1 PROBLEMA DA PESQUISA E HIPÓTESE

A partir dos dados existentes na literatura e estudos prévios sobre a temática na área em estudo, questiona-se se há recorrência na contaminação das matrizes ambientais por agrotóxicos na sub bacia do baixo rio Natuba. A partir do problema da pesquisa apontado, o presente estudo expõe a seguinte hipótese:

Hipótese: O manejo inadequado recorrente do uso de agrotóxicos na sub bacia do Natuba, desenvolvida em agricultura familiar, gera contaminação não apenas diretamente às hortaliças folhosas, mas também às fontes hídricas, ao solo e sedimentos da calha do rio.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Estimar a evolução da contaminação, por uso de agrotóxicos, nas diversas matrizes ambientais da sub bacia do riacho do Natuba, município de Vitória de Santo Antão – PE.

1.2.2 Objetivos específicos

- Estimar o risco potencial de contaminação do ambiente pelos agrotóxicos mais utilizados na sub bacia do baixo rio Natuba;
- Avaliar a presença de resíduos de agrotóxicos em recursos hídricos (superficiais, subterrâneos e nas águas de tanques de lavagem), precipitação pluviométrica, hortaliças folhosas (coentro, cebolinha e alface), solo e sedimentos de rio;
- Propor um modelo conceitual de abordagem experimental para modelagem numérica do fluxo hídrico subterrâneo, fornecendo a base para modelagem da pluma de contaminação por agrotóxicos na região estudada.

2 REVISÃO DE LITERATURA

Nesta seção serão apresentados os conceitos basilares deste estudo, a saber: agrotóxicos (definição, classificação, seus principais impactos ambientais) e, posteriormente, será apresentada a ferramenta modelagem ambiental matemática para simulação de fluxo hídrico subterrâneo.

2.1 AGROTÓXICOS

Neste estudo, adotou-se a nomenclatura agrotóxico, ao invés de defensivos agrícolas e produtos fitossanitários, seguindo a linhas de diversos autores (Nascimento, 2013; D'avila *et al.*, 2016; Marques, 2017), além de legislações brasileiras (DF, 1993; Brasil, 1989, 2002; Pernambuco, 2007; São Paulo, 2019), em especial a Lei Federal n. 14.785/23.

A discussão com relação a qual seria a correta terminologia desses produtos acontece devido às distintas conotações de sentido que surgem associadas a estas palavras e aos interesses dos grupos que as defendem. Ressalta-se que muitos desses sentidos demonstram significado que se opõe ao que já se sabe a respeito de sua capacidade de contaminação no meio ambiente (Peres; Moreira; Dubois, 2003; Carvalho; Nodari; Nodari, 2017). Assim, agrotóxico é a mais adequada aos estudos já existentes, pois que demonstram sua capacidade tóxica para as diversas matrizes ambientais, sendo cunhada pela primeira vez por Paschoal (1979). Legalmente os agrotóxicos são definidos como:

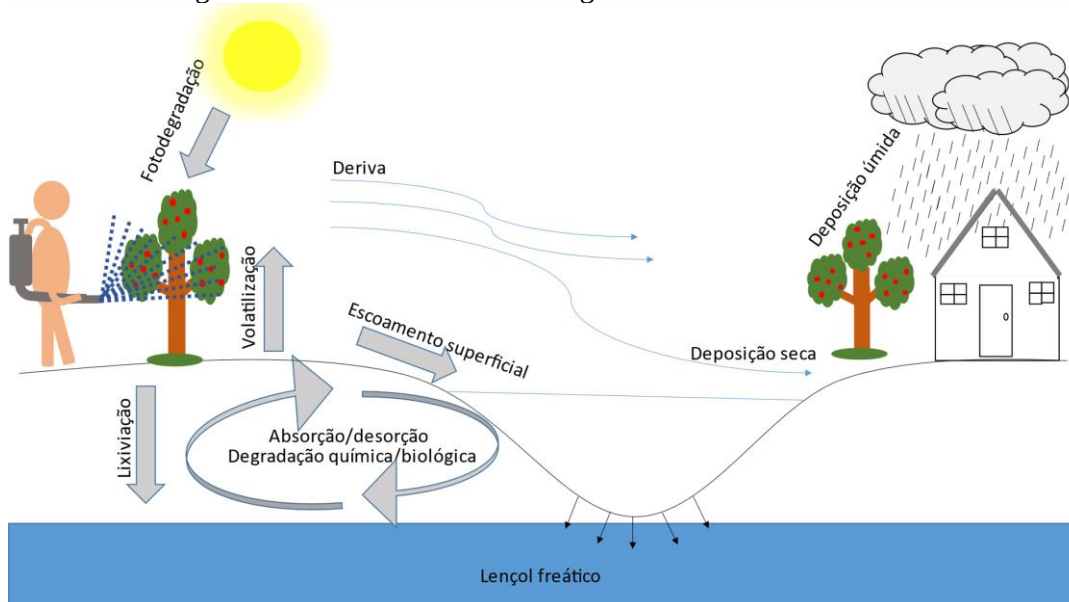
Produtos e agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas, nativas ou plantadas, e de outros ecossistemas e de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos [...] (Brasil, 2002, cap. I, art. 1, inc. IV).

A aplicação desses compostos se dá por meio de três métodos: via sólida, líquida ou gasosa. A forma líquida que se configura pela diluição do concentrado em uma calda e aplicado por pulverizador costal, em barra ou via aérea, é a forma mais comum e usual na agricultura (Spadotto, 2006).

A forma que ele será encaminhado no meio dependerá das características do meio ambiente e do próprio composto, além da técnica de aplicação. Ao serem pulverizados via líquida, podem ter vários destinos no meio ambiente (Figura 1) como volatilização (Schreiber *et al.*, 2015; Correia, 2018) retenção no solo (Schmidt; Salton; Scorza Júnior, 2015; Morro;

Schnitzler, 2021) lixiviação (Marques *et al.*, 2019) adsorção, degradação (Rebello; Caldas, 2014; Paiva, 2020), sofrer fotólise, hidrólise, oxidação-redução ou biodegradação (Gebler *et al.*, 2007; Silva, 2020).

Figura 1 – Possíveis destinos dos agrotóxicos no meio ambiente



Fonte: O Autor (2024).

As condições de temperatura, velocidade do vento, umidade relativa do ar, tipo de pulverização adotado, diâmetro da gota pulverizada e as próprias características físico-químicas do composto influenciam diretamente nos caminhos possíveis (Correia, 2018). Interações entre esses fatores é algo admissível e torna a resposta ainda mais complexa. Entretanto, analisando cada fator isoladamente, é possível afirmar que quanto maior a temperatura, velocidade do vento, maior a altura de pulverização, menor o diâmetro da gota dispersa e umidade relativa do ar, aumenta-se a probabilidade de o composto pulverizado não atingir o alvo, havendo perda do produto e dispersão nas distintas matrizes ambientais.

A volatilização, na qualidade de uma das formas de dispersão no meio ambiente, é caracterizada pela capacidade do composto em passar da fase líquida para a gasosa. Esta mudança de fase ocorre principalmente na superfície das plantas e no solo. Alguns parâmetros físico-químicos podem fornecer algum tipo de informação a respeito desta variável como a Constante de Henry (Spadotto *et al.*, 2010) e pressão de vapor (mmHg) (Correia, 2018).

A lixiviação, por sua vez, é algo relevante principalmente quando os compostos possuem alta solubilização em água e baixa capacidade de adsorção ao carbono orgânico (K_{ow}). Sendo assim, locais bastantes irrigados e/ou com alta pluviosidade permitem que haja alta taxa de infiltração do agrotóxico no perfil do solo atingindo lençóis freáticos, principalmente se

forem mais rasos. Nos aquíferos mais profundos, a avaliação desta contaminação pressupõe a observância de mais parâmetros como o tempo de meia vida do composto e de fatores de retardamento, advecção, dispersão no processo de escoamento no fluxo subterrâneo. Quando, por outro lado, o composto possui alta solubilidade e as características do solo não permitem fácil infiltração, há mais probabilidade de ele ser escoado para o fluxo hídrico superficial mais próximo por meio do processo de arraste (escoamento superficial ou *run-off*).

Quanto a sua classificação toxicológica, está em vigor a Resolução RDC da Agência Nacional de Vigilância Sanitária n. 294/2019 (ANVISA, 2019a) (Tabela 1) que visou atender a padronização mundial pretendida com o Sistema Globalmente Harmonizado de Classificação e Rotulagem de Produtos Químicos (*Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals* - GHS) (UN, 2011). A normativa anterior, Portaria n. 03/1992 (ANVISA, 1992), estabelecia a divisão toxicológica em quatro faixas, a saber: extremamente tóxico, altamente tóxico, medianamente tóxico e pouco tóxico. A nova segmentação aumenta para seis categorias, incluindo “improvável de causar dano agudo” e “não classificado”.

Tabela 1 – Classificação toxicológica dos agrotóxicos

Tabela 1 - Classificação toxicológica dos agrotóxicos							
Categoria	Categoria 1	Categoria 2	Categoria 3	Categoria 4	Categoria 5	Não classificado	
Nome da categoria	Extremamente tóxico	Altamente tóxico	Medianamente tóxico	Pouco tóxico	Improvável de causar dano agudo	Não classificado	
Pictograma					Sem símbolo	Sem símbolo	
Frase de advertência	PERIGO	PERIGO	PERIGO	CUIDADO	CUIDADO	Sem advertência	
Via de exposição oral (mg/kg p.c.)	≤ 5	>5 - 50	>50 – 300	>300- 2000	>2000 - 5000	> 5000	
Via de exposição cutânea (mg/kg p.c.)	≤ 50	>50 - 200	>200 - 1000	>1000- 2000	>2000 - 5000	> 5000	
Via de exposição inalatória	Gases (ppm/V)	≤ 100	>100 - 500	>500 - 2500	>2500- 20000	>20000- 50000	-
	Vapores (mg/L)	≤ 0,5	> 0,5 ≤ 2,0	>2,0 ≤ 10	> 10 ≤ 20	> 20-50	-
	Produtos sólidos e líquidos (mg/L)	≤ 0,05	>0,05 - 0,5	>0,5 - 1,0	>1,0- 5,0	> 5,0-12,5	-
Cor da faixa	Vermelha	Vermelha	Amarela	Azul	Azul	Verde	

Fonte: UN (2011); ANVISA (2019a).

Esta alteração teve por objetivo a harmonização entre as regras aplicadas em diferentes países do mundo (especificamente da União Europeia e Ásia), dando mais força ao comércio entre países que fazem uso deste modelo de classificação. Todavia, percebe-se uma exposição ao risco aos produtores rurais maior que antes, uma vez que não há enfoque na comunicação dos perigos (Lopes; Padilha, 2019).

O quantitativo de produtos antes classificados como extremamente tóxicos passou de 800 para 300, reforçando a análise de especialistas sobre os problemas gerados por esse novo modelo de classificação. Além disso, a simbologia utilizada é outro fator alarmante, pois algumas categorias perderam a obrigatoriedade da utilização do símbolo caveira, fato que confunde os consumidores quanto às reais ameaças a que estão expostos (Sampaio, 2019). Questiona-se, então, se esta alteração seria benéfica para a conjuntura existente no Brasil, sabendo-se de sua deficiência na análise de riscos do uso dos agrotóxicos na agricultura, ou se tão somente privilegiaria a economia.

Ademais, a concessão de incentivos econômicos como a redução das alíquotas de impostos federais programa de integração social (PIS), programa de formação do patrimônio do servidor público (PASEPE), contribuição para o financiamento de seguridade social (COFINS), impostos sobre produtos industrializados (IPI), imposto sobre operações relativas à circulação de mercadorias e prestação de serviços (ICMS) sobre os agrotóxicos permite sua maior disseminação e gera, conseqüentemente, um favorecimento econômico da agricultura tradicional em detrimento da orgânica (Soares; Cunha; Porto, 2020). Estudo de Cunha e Soares (2020) estimaram o prejuízo na casa de 9,8 bilhões de reais só pela falta de arrecadação em 2017, sem contabilizar os custos elevados com saúde para tratar as vítimas do uso destes compostos que, segundo Soares e Porto (2012), estariam estimados em 1,28 dólares para cada dólar gasto no próprio produto.

Apesar de o Brasil estar na 7ª colocação dentre os países que mais gastam com agrotóxicos/hectare (Vasconcelos, 2018), é o país que mais utiliza os agrotóxicos no mundo em termos absolutos (Freitas; Bombardi, 2018; Clasen; Murussi; Storck, 2019; Api, 2021; Böll, 2022; Hess; Nodari, 2022), estando sua utilização no Brasil na ordem de 808.657 toneladas no ano de 2022 (Tabela 2).

Além disso, visualiza-se uma evolução e ascensão do consumo dos agrotóxicos no decorrer dos anos, com naturais oscilações que podem estar associadas a variações na produção agrícola, seja por fatores climáticos, pedológicos, índice pluviométrico, ou até mesmo econômicos, dentre outros. Todavia, constata-se o aumento em longo prazo, comparando-se os anos 2000 e 2022, na ordem de 398%.

Tabela 2 – Evolução do comércio de agrotóxicos no Brasil entre 2000-2022 (tonelada de ingrediente ativo)*

Estado	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Quantidade																					
AC	36,4	2,2	39,2	42,2	33,2	40,4	95,8	100,1	237,0	333,5	375,1	346,5	544,8	426,1	1.046,5	985,6	777,2	523,5	921,3	871,3	1.351,1
AM	18,8	20,8	12,1	27,8	45,8	31,6	13,0	44,6	40,9	47,4	74,6	124,5	51,5	41,7	98,5	149,3	142,5	113,7	181,0	155,3	181,9
AP	13,0	6,7	20,2	26,9	27,1	4,6	46,7	63,3	83,4	93,5	116,0	54,2	166,1	54,7	87,8	113,5	106,1	107,5	99,0	10,4	28,7
PA	483,2	498,7	1.170,8	738,1	686,8	749,8	869,5	1.071,9	1.879,3	2.868,6	3.507,6	4.132,2	5.312,3	6.183,5	8.002,9	11606,8	9.003,4	9.133,5	12.578,8	13.095,6	15.652,9
RO	1.295,3	405,2	390,8	751,9	773,5	984,0	1.169,1	1.650,0	2.374,0	2.389,6	3.377,6	3.829,7	4.708,8	4.057,1	5.545,1	6.317,2	5.104,1	6.847,6	8.672,4	9.895,2	11.042,6
RR	93,2	88,8	96,5	148,3	198,9	164,3	103,2	78,7	92,4	209,5	174,1	373,7	585,1	517,2	270,6	338,5	305,6	441,4	587,2	718,6	799,0
TO	555,2	216,5	288,0	406,8	365,2	959,3	767,9	1.346,3	1.863,2	2.556,7	3.510,3	4.770,5	6.073,4	6.751,5	6.802,0	8.310,4	7.580,7	9.177,3	11.471,7	13.225,3	16.829,1
DF	358,8	47,8	339,7	488,2	390,5	498,1	549,7	525,9	583,5	662,9	894,9	839,6	773,4	555,1	895,6	788,1	747,8	870,0	1.036,2	1.563,7	2.073,4
GO	13.396,6	13.208,1	10.917,3	14.601,4	17.874,3	14.807,6	16.554,1	19.359,2	27.558,6	30.486,9	41.578,7	46.723,3	44.855,6	43.928,9	46.729,9	43.466,3	44.186,5	49.449,3	58.213,8	58.322,6	65.252,0
MS	8.575,1	8.112,0	6.442,8	8.601,4	11.595,0	10.767,5	10.701,2	10.377,7	14.218,0	17.636,8	21.021,1	24.772,6	29.262,4	33.496,3	33.003,5	33.650,9	33.946,3	38.186,3	44.603,9	47.325,4	48.772,2
MT	18.077,6	16.446,9	15.550,2	21.881,8	32.084,2	32.112,5	35.265,4	40.555,7	53.437,9	60.446,5	71.057,2	87.520,4	91.290,5	93.402,4	104.901,0	100.638,5	98.818,8	121.473,2	133.290,7	150.981,2	176.745,6
AL	1.180,5	1.302,6	1.126,5	1.012,1	1.092,6	1.064,4	812,3	740,6	1.622,7	1.802,5	1.724,2	1.638,0	1.839,4	1.476,5	1.480,5	1.647,5	1.717,9	1.681,1	1.759,8	2.000,8	1.929,0
BA	3.895,9	3.895,0	4.434,7	5.683,6	7.979,9	9.974,8	9.171,1	12.618,9	17.689,1	21.431,5	23.779,6	26.427,7	28.320,8	21.811,9	23.099,4	26.318,4	27.068,8	30.990,1	34.940,6	37.247,3	38.884,5
CE	281,1	238,3	361,1	337,6	530,1	448,2	598,0	-303,6	523,4	630,0	517,0	435,9	543,6	393,3	535,2	617,5	629,9	760,2	1.152,0	937,4	969,9
MA	928,6	884,1	983,2	1.857,4	3.113,8	2.211,6	2.600,5	3.396,1	4.881,5	6.689,0	8.373,1	8.163,0	9.741,6	7.673,5	8.963,9	10.665,8	9.115,2	10.581,8	11.465,3	13.755,4	15.649,7
PB	291,9	164,7	187,4	208,9	349,0	313,8	460,3	227,7	242,8	409,5	546,5	710,7	654,2	673,8	756,8	787,0	902,5	1.007,8	1.250,6	2.915,2	1.169,0
PE	2.044,0	1.541,3	1.542,4	1.626,1	1.911,3	1.733,3	1.720,0	1.636,2	2.632,3	2.812,7	2.624,5	2.332,3	2.624,8	2.563,1	2.937,3	2.522,4	2.630,7	3.046,9	4.472,4	3.903,5	3.752,1
PI	191,2	190,7	287,1	603,3	616,7	641,3	937,1	1.523,4	2.694,4	3.800,5	4.833,9	4.844,5	5.521,0	4.602,9	4.810,6	6.325,4	5.112,1	6.307,3	7.105,4	8.683,8	9.772,1
RN	272,6	177,4	241,9	253,1	319,4	278,1	250,9	229,6	289,0	383,7	393,9	279,4	386,7	319,0	413,2	315,2	364,9	395,2	586,6	524,8	560,4
SE	98,1	179,7	147,7	189,1	220,6	155,0	232,9	245,8	387,2	646,0	582,5	451,2	565,7	713,1	769,5	943,0	1.095,3	1.296,6	1.353,9	1.420,3	1.386,2
ES	1.826,5	1.300,1	1.355,2	1.216,5	1.627,8	2.201,8	1.649,9	1.702,4	2.140,9	2.837,6	4.139,3	3.613,8	3.519,6	3.110,3	3.006,3	3.713,9	4.078,5	3.450,3	4.261,2	4.127,2	3.632,2
MG	14.370,2	11.520,6	9.237,6	11.950,6	14.419,2	15.704,7	14.809,2	16.997,6	24.210,5	25.144,6	34.553,0	34.483,6	33.460,3	33.665,7	37.071,5	36.541,5	40.593,5	44.200,6	50.201,8	52.405,3	54.234,4
RJ	791,2	684,9	443,2	394,5	522,5	549,9	1.028,0	2.526,9	881,4	833,5	1.146,3	874,9	715,1	646,1	710,6	666,8	837,0	588,5	247,9	927,3	4.002,5
SP	41.795,2	46.000,3	45.163,8	43.477,0	52.454,0	54.916,8	56.264,5	52.208,6	79.281,6	79.540,2	82.060,7	73.957,2	73.123,4	87.704,7	76.444,5	77.232,7	81.494,9	92.514,7	88.954,5	90.918,2	99.761,4
PR	27.606,2	27.762,2	24.772,0	26.107,5	29.367,7	25.810,0	18.520,0	31.362,8	37.340,8	43.058,1	55.128,6	57.693,8	57.856,9	67.516,0	63.309,6	61.130,0	58.769,7	63.714,6	71.025,3	70.268,8	79.764,9
RS	18.589,7	18.265,5	16.016,4	22.341,7	28.733,0	23.130,6	22.698,2	33.618,0	34.974,5	34.894,4	46.766,1	50.721,2	58.355,5	57.987,5	62.802,9	70.143,6	64.069,3	74.291,5	69.744,4	76.081,8	64.914,5
SC	5.395,9	5.143,9	4.417,3	4.887,8	4.495,5	6.337,9	6.235,8	6.098,0	8.441,4	8.770,3	10.383,3	10.764,6	10.788,2	13.109,7	12.071,1	12.628,4	10.876,7	12.443,0	13.782,5	13.564,4	12.636,6
Sem definição	-	-	-	-	-	-	-	65.236,8	41.059,9	68.112,6	53.315,3	44.893,7	36.916,2	28.143,9	35.294,6	21.380,7	39.204,5	36.944,6	51.785,8	45.516,1	76.909,2
TOTAL	162.462,0	158.305,0	145.985,2	169.861,6	211.827,5	206.591,8	204.124,2	305.239,3	361.661,7	419.528,6	476.554,9	495.772,6	508.556,8	521.525,4	541.861,1	539.944,9	549.280,4	620.538,0	685.745,7	721.362,0	808.657,2

Fonte: IBAMA (2019, 2023). *Os dados de 2007 e 2008 não foram divulgados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).

Somado a este cenário alarmante de elevado grau de consumo, vários dos produtos utilizados no Brasil não são aprovados para uso em outras regiões do mundo como a Europa. Alguns exemplos são o acefato, atrazina, sulfentrazone, como é possível perceber na base de dados *Pesticide Properties Database* (PPDB) (Lewis *et al.*, 2016). O fato que estabelece ainda mais preocupação é o aumento gradativo do comércio, ao decorrer do período 2009-2022, dos dois primeiros compostos citados: cerca de 532% e 370%, respectivamente, e o fato de estar majoritariamente no ranking dos 10 compostos mais vendidos no Brasil (IBAMA, 2019, 2023), o que gera um ambiente de incertezas quanto à extensão desses impactos ambientais negativos.

2.2 REGULAMENTAÇÃO SOBRE AGROTÓXICOS

A situação regulatória internacional dos agrotóxicos demonstra que, dos 399 princípios ativos aprovados para uso agrícola no Brasil (exceto microbiológicos e biológicos), acima de 50% destes não tem aprovação nos países Islândia, Noruega, Suíça e Índia, por exemplo (Friedrich *et al.*, 2021).

Em avaliação posterior, tendo em vista o aumento dos compostos aprovados no Brasil, Hess (2023) demonstrou que das 494 monografias de ingredientes ativos aprovados para uso no país (excetuando 130 compostos entre feromônios sintéticos, cairomônios, raticidas e rodenticidas e produtos biológicos), 52,5% deles não possuem aprovação na União Europeia ou foram banidos no referido bloco. Dentre os mais vendidos, os compostos que estão nas primeiras colocações são comprovadamente cancerígenos e desreguladores endócrinos, necessitando de uma maior nitidez nas concessões de registros de agrotóxicos no país.

Neste sentido, os estados de Espírito Santo, Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Pernambuco tomaram atitudes no sentido de proibirem em seus territórios o uso de compostos que foram banidos em seus países de origem (Pernambuco, 2005; Londres, 2011). Em Santa Catarina, houve ampliação desta precaução, a partir da proibição do comércio de alimentos que foram tratados com tais agrotóxicos, mesmo que fora de seu território (Londres, 2011).

Alguns outros estados como São Paulo e Paraná seguiram na mesma linha e estabeleceram a impossibilidade de se utilizar produtos que foram banidos em seus locais de origem. Porém, no caso destes estados, os dispositivos (contidos nas Leis estaduais n. 4.002/84 e 7.827/83) que faziam esta referência foram considerados inconstitucionais pelo Supremo Tribunal Federal (STF). Em São Paulo, houve a revogação total da lei em 2019.

Fornecendo base para os dispositivos legais existentes no país (Quadro 1), a Constituição Federal do Brasil (Brasil, 1988), o documento base para todas as leis, traz em seu

artigo 220, § 4º, restrição quanto à propaganda dos agrotóxicos visando advertir aos possíveis consumidores dos riscos que envolvem a utilização deste tipo de produto. É possível depreender a importância que o legislador deu aos malefícios que eles podem causar à saúde humana e ambiental.

A Lei Federal n. 7.802/89 (Brasil, 1989), principal normativa que regulava o manejo dos agrotóxicos, e a atual Lei Federal 14.785/23 (Brasil, 2023), deixavam claro que a utilização de agrotóxicos no país estaria condicionada ao registro tripartite junto ao governo federal brasileiro. Essa avaliação pelos órgãos: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (MMA) e Ministério da Saúde visaria a verificação dos vieses de eficiência agrônômica, toxicidade ao meio ambiente e à saúde das pessoas, respectivamente. Entretanto, o veto que mantinha tal requisito na nova legislação foi derrubado pelo Congresso Nacional em maio de 2024.

Quadro 1 – Levantamento das principais normativas a respeito do tema agrotóxicos no Brasil e no estado de Pernambuco

Continua

Tipo da normativa	Identificação	Órgão expedidor	Resumo da normativa
ABRANGÊNCIA NACIONAL			
Lei Federal	14.785, de 27 de dezembro de 2023	Congresso Nacional	Dispõe sobre [...] o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, de produtos de controle ambiental, de seus produtos técnicos e afins
Resolução	710, de março de 2023	Agência Nacional de Aviação Civil (ANAC)	Aprova Emenda ao Regulamento Brasileiro de Aviação Civil Especial quanto à utilização de drones para fins agrícolas
Portaria	200, de 24 de março de 2022	ANVISA	Institui o Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (PARA)
Portaria	574, de 9 de maio de 2022	SDA/MAPA	Institui o Programa Nacional de Controle de Resíduos e Contaminantes em Produtos de Origem Vegetal (PNCRC/Vegetal)
Instrução Normativa	73, de 01 de setembro de 2020	ANVISA	Estabelece a inclusão de declaração de nova fórmula na rotulagem de agrotóxico e afins quando da alteração de sua composição
Resolução	294, de 29 de julho de 2019	ANVISA	Estabelece os critérios para avaliação e classificação toxicológica, dentre outros temas referentes aos agrotóxicos utilizados na madeira
Resolução	295, de 29 de julho de 2019	ANVISA	Estabelece os critérios para a avaliação do risco dietético agudo e crônico da exposição humana a resíduos de agrotóxicos nos alimentos
Instrução Normativa Conjunta	1, de 08 de novembro de 2019	MAPA, ANVISA e IBAMA	Estabelece diretrizes para o registro de agrotóxico e afins destinados ao uso agrícola em cultivos de plantas ornamentais

Quadro 1 – Levantamento das principais normativas a respeito do tema agrotóxicos no Brasil e no estado de Pernambuco

Continuação

Tipo da normativa	Identificação	Órgão expedidor	Resumo da normativa
ABRANGÊNCIA NACIONAL			
Instrução Normativa Conjunta	2, de 7 de fevereiro de 2018	MAPA e ANVISA	Estabelece os procedimentos para a aplicação da rastreabilidade de produtos vegetais frescos destinados à alimentação humana, quanto ao monitoramento dos resíduos de agrotóxicos
Instrução Normativa	26, de 20 de julho de 2017	MAPA	Estabelece os procedimentos para licenciamento de importação de agrotóxicos, produtos técnicos e afins
Instrução Normativa	39, de 27 de novembro de 2017	MAPA	Estabelece o Sistema de Vigilância Agropecuária Internacional (VIGIAGRO), o qual dita os critérios para fiscalização de produtos de interesse agropecuário, a exemplo dos agrotóxicos
Instrução Normativa Conjunta	11, de 30 de junho de 2015	MAPA, ANVISA e IBAMA	Estabelece critérios e procedimentos para registro de agrotóxicos em emergências sanitárias ou ambientais
Instrução Normativa Conjunta	1, de 16 de junho de 2014	MAPA, ANVISA e IBAMA	Estabelece as diretrizes para o registro dos agrotóxicos para culturas com suporte fitossanitário insuficiente
Instrução Normativa Conjunta	1, de 18 de abril de 2013	MAPA, ANVISA e IBAMA	Estabelece os critérios e procedimentos para a alteração de formulação de agrotóxicos registrados
Instrução Normativa	31, de 15 de agosto de 2013	MAPA	Estabelece os procedimentos a serem adotados no âmbito do Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA), na constatação de resíduos de agrotóxicos e contaminantes químicos, físicos e biológicos
Lei Federal	12.305, de 2 de agosto de 2010	Congresso Nacional	Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, a qual estabelece embalagem de agrotóxico como resíduo perigoso, tornando-se obrigatória a Logística Reversa
Instrução Normativa	36, de 24 de novembro de 2009	MAPA	Estabelece as diretrizes e exigências para a realização de pesquisa e experimentação com agrotóxicos
Instrução Normativa	2, de 3 de janeiro de 2008	MAPA	Estabelece as normas de trabalho da aviação agrícola
Instrução Normativa Conjunta	1, de 23 de janeiro de 2006	MAPA, ANVISA e IBAMA	Estabelece procedimentos para registro de produtos semioquímicos, a exemplo dos agrotóxicos
Instrução Normativa Conjunta	1, de 27 de setembro de 2006	MAPA, ANVISA e IBAMA	Estabelece procedimentos a serem adotados para registro de agrotóxicos e afins destinados exclusivamente à exportação
Decreto Federal	5.360 de 31 de janeiro de 2005	Presidência da República	Promulga a Convenção sobre Procedimento de Consentimento Prévio Informado para o Comércio Internacional de Certas Substâncias Químicas e Agrotóxicos Perigosos, adotada em 10 de setembro de 1998, na cidade de Roterdã

Quadro 1 – Levantamento das principais normativas a respeito do tema agrotóxicos no Brasil e no estado de Pernambuco

Conclusão

Tipo da normativa	Identificação	Órgão expedidor	Resumo da normativa
ABRANGÊNCIA NACIONAL			
Instrução Normativa Conjunta	25, de 14 de setembro de 2005	MAPA, ANVISA e IBAMA	Estabelece os procedimentos adotados junto ao MAPA, ANVISA e IBAMA, para obtenção do Registro Especial Temporário - RET, para agrotóxicos e afins, destinados à pesquisa e experimentação
Decreto Federal	4.074, de 4 de janeiro de 2002	Presidência da República	Regulamenta a Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, dentre outros temas referentes aos agrotóxicos
Lei Federal	9.294, de 15 de julho de 1996	Congresso Nacional	Estabelece as restrições ao uso e à propaganda de produtos agrotóxicos, dentre outros
Decreto Federal	2.018, de 1º de outubro de 1996	Presidência da República	Regulamenta a Lei nº 9.294, de 15 de julho de 1996, que estabelece as restrições ao uso e à propaganda de produtos agrotóxicos, dentre outros
Resolução	344, de 27 de julho de 1990	CONFEA	Dispõe sobre atividade de prescrição de receituário agrônomo na área de agrotóxicos
ABRANGÊNCIA ESTADUAL			
Portaria	19, de 07 de junho de 2019	ADAGRO	Estabelece as normas técnicas e práticas seguras para a capacitação permanente e continuada de aplicadores de agrotóxicos
Portaria	46, de 23 de agosto de 2017	ADAGRO	Estabelece que a prática de capina química no estado de Pernambuco fica condicionada à prévia aprovação da Agência de Defesa e Fiscalização Agropecuária do Estado de Pernambuco (ADAGRO)
Lei estadual	16235, de 14 de dezembro de 2017	Assembleia Legislativa de Pernambuco	Dispõe sobre as multas de competência da ADAGRO, as quais envolvem temas relativos ao manejo com os agrotóxicos
Portaria	81, de 22 de dezembro de 2014	ADAGRO	Dispõe sobre a regularização, solicitação e renovação do registro na ADAGRO de revendas de agrotóxicos
Decreto estadual	31.246, de 28 de dezembro de 2007	Governo de Pernambuco	Regulamenta a Lei nº 12.753, de 21 de janeiro de 2005, que trata sobre o comércio, fiscalização, dentre outros temas referentes aos agrotóxicos
Lei estadual	12.753, de 21 de janeiro de 2005	Assembleia Legislativa de Pernambuco	Dispõe sobre o comércio, fiscalização, dentre outros temas referentes aos agrotóxicos

Fonte: O Autor (2024).

As normativas trouxeram cuidado e atenção dos resíduos sólidos gerados a partir das embalagens vazias dos agrotóxicos. Há a obrigatoriedade de devolução desses resíduos sólidos por meio de mecanismos de controle das empresas produtoras. Esta necessidade foi reforçada

pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (Brasil, 2010) que os ratificou como resíduos perigosos e, portanto, seria necessária uma logística reversa que permitisse o gerenciamento à parte do recolhimento realizado rotineiramente pelo Poder Público no serviço de limpeza urbana.

Esta legislação foi, de antemão, acolhida com a implantação do Instituto Nacional de Processamento de Embalagens Vazias de Agrotóxicos (InpEV) em 2001, entidade sem fins lucrativos que tem como alvo realizar tal operação reversa. Em 2008 foi instituído o Dia Nacional do Campo Limpo, por meio da Lei Federal n. 11.657/2008, como parte do calendário nacional de atividades da organização. Como resultado, o país já alcançou o melhor desempenho global neste aspecto (INPEV, 2023).

Indo além, a Lei Federal 14.785/23 assevera a competência de cada ente federativo nesta problemática. A União deve legislar a respeito de "produção, o registro, o comércio interestadual, a exportação, a importação, o transporte, a classificação e o controle tecnológico e toxicológico", os estados e do DF sobre o "o uso, a produção, o consumo, o comércio e o armazenamento de agrotóxicos" e os municípios tem o dever de legislar supletivamente a respeito do uso e armazenamento desses produtos. Ou seja, os entes municipais devem legislar de forma complementar às normas federal e estadual, e não subsidiariamente, cujo foco seria tão somente preencher lacunas existentes nas normas superiores.

Como forma de controle dos impactos do uso dos agrotóxicos, foi instituído o Fórum Nacional de Combate aos Impactos dos Agrotóxicos e Transgênicos em 2009, com participação de órgão governamentais e da sociedade civil organizada visando o cumprimento da legislação, resguardar a saúde dos consumidores, dos trabalhadores agrícolas e do meio ambiente. Este fórum nacional foi criado baseado na experiência pioneira do referido fórum no estado de Pernambuco (em 2001) e já está em vários estados do país, alcançando bons resultados (Londres, 2011).

2.3 CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR AGROTÓXICOS

A contaminação ambiental por agrotóxicos já foi comprovada nas mais diversas matrizes ambientais e espécies animais, a exemplo de: animais aquáticos (Adeyeye *et al.*, 2019; Bashnin *et al.*, 2019; Manisha *et al.*, 2019; Pico *et al.*, 2019; Samidurai; Subramanian; Venugopal, 2019; Yao *et al.*, 2019; Nag *et al.*, 2020) atmosfera (Viel *et al.*, 2011; Dvorská *et al.*, 2012; Mahmood *et al.*, 2014, 2016; Ratola *et al.*, 2014; Sultana *et al.*, 2014; Wofford *et al.*, 2014; Souza *et al.*, 2017; Navarro *et al.*, 2019; Raherison *et al.*, 2019) solo (Nascimento, 2013;

Diop *et al.*, 2019; Navarro *et al.*, 2019; Neuwirthová *et al.*, 2019; Regar *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2019; Sultan *et al.*, 2019; Abbas; Al-Madhhachi, 2020), água superficial (Nascimento, 2013; Adeshina; Solomon; Ademola, 2019; Deknock *et al.*, 2019; Dragon *et al.*, 2019; Chen *et al.*, 2018; Nyaundi *et al.*, 2019; Silva-Barni *et al.*, 2019; Triassi *et al.*, 2019; Nag *et al.*, 2020; Picó *et al.*, 2020; Severo *et al.*, 2020; Scorza Júnior *et al.*, 2021), sedimentos (Adeshina; Solomon; Ademola, 2019; Matić Bujagić *et al.*, 2019; Nyaundi *et al.*, 2019; Rico *et al.*, 2019; Nag *et al.*, 2020; Picó *et al.*, 2020), água subterrânea (Nascimento, 2013; Diop *et al.*, 2019), chuva (Charizopoulos; Papadopoulou-Mourkidou, 1999; Dubus; Hollis; Brown, 2000; Quaghebeur *et al.*, 2004; Kumari; Madan; Kathpal, 2007; Mahugija; Henkelmann; Schramm, 2015) e no ser humano (Nascimento, 2013; Lyall *et al.*, 2017; Rosa, 2017; Kapeleka *et al.*, 2019; Venugopal *et al.*, 2019; Biosca-Brull *et al.*, 2021).

Além do exposto, a contaminação por agrotóxicos, que já foi identificada em diversas matrizes ambientais, também foi observada em diversas regiões do mundo, demonstrando que a problemática de risco é global e não apenas pontual/regional (Quadro 2). Os casos apresentados no Quadro 2 evidenciam concentrações de substâncias acima de limites de risco e/ou compostos não aprovados para uso.

Quadro 2 – Casos de contaminação ambiental por agrotóxicos no mundo

Continua

Localidade	Substrato contaminado	Contaminante(s)	Referência
Baía de Richard (África do Sul)	Sedimento	Organoclorados	Mehlhorn <i>et al.</i> (2023)
Casaquistão/Polônia	Vegetais	Aldrina; dieldrina; isômeros de hexaclorociclohexano; DDT; endosulfan; difocol	Łozowicka <i>et al.</i> (2015)
Baía da Cartagena (Colômbia)	Sedimento	Organoclorados; PBDEs; PCBs	Duarte-Restrepo <i>et al.</i> (2020)
Yichang (China)	Solo	Organoclorados	Chen <i>et al.</i> (2021)
La Rioja (Espanha)	Solo	Boscalid	Manjarres-López <i>et al.</i> (2021)
Estraburgo e Erstein (França)	Água da chuva	Fenois e nitrofenóis	Schummer <i>et al.</i> (2009)
Lucknow (Índia)	Água da chuva	Agrotóxicos organoclorados e hidrocarbonetos	Malik; Singh; Singh (2007)
West Java (Indonésia)	Sedimento	Organoclorados	Oginawatu <i>et al.</i> (2021)
Província de Bushehr (Irã)	Solo	Organoclorados	Kafaei <i>et al.</i> (2020)

Quadro 2 – Casos de contaminação ambiental por agrotóxicos no mundo

Conclusão

Localidade	Substrato contaminado	Contaminante(s)	Referência
Distritos de Karak, Tafila, Ma'an, Aqaba, and Ghor Al-Safi (Jordânia)	Solo	Imidacloprido; metalaxil; piridabeno; miclobutanil; difenoconazole; clorfenapir; cipermetrina; xyfluorfen; 2, 4-dimethylphenyl-N-methylform	Kailani; Al-Antary e Alawi (2019)
Nepal	Vegetais	Carbendazim; clorpirifós; triazofós; ometoato	Bhandari <i>et al.</i> (2019)
Chenab (Paquistão)	Sedimento	DDE; a HCH; heptacloro; aldri; dieldrin; endossulfan; clorotalonil	Siddique <i>et al.</i> (2024)
Área urbana (Singapura)	Água da chuva	Compostos orgânicos semi-voláteis	He; Balasubramanian (2010)
União Europeia (UE)	Solo	Glifosato; AMPA; pendimetalina; organoclorados	Geissen <i>et al.</i> (2021)

Fonte: O Autor (2024).

Acontece que a rápida mudança em prol de agricultura mais intensiva levou países ao uso inadequado e descomedido de agrotóxicos, tornando-os mais vulneráveis ao acúmulo desses compostos no meio ambiente (Deknock *et al.*, 2019). Esse manejo inadequado provoca uma série de consequências danosas com diversas externalidades ambientais negativas. Nesse sentido, Saatman (2016) comenta que quando o destino final são os recursos hídricos, eles podem ser dissolvidos na água, unirem-se aos sedimentos ou serem absorvidos por alguma espécie animal.

As regiões e municípios, que são cercadas por grandes áreas de cultivo agrícolas, tendem a possuir maior risco de contaminação, devendo-se priorizar estas áreas, sejam elas urbanas ou rurais, para o devido monitoramento ambiental (Souza *et al.*, 2017).

Além disso, as externalidades negativas são muito grandes envolvendo complicações e efeitos adversos à saúde humana. Nesse espectro, cita-se a maior ocorrência de óbitos fetais quando há maior contato de grávidas aos agrotóxicos (Castelli; Faria; Silva, 2022), além de maior quantidade de casos de autismo quando há contato na fase pré-natal ou na primeira infância (Ehrenstein *et al.*, 2019; Biosca-Brull *et al.*, 2021).

Além disso, os dados dos consumidores que estão expostos diretamente aos produtos agrotóxicos indicam 97.735 notificações de intoxicações (entre 2007-2017) (DATASUS, 2019) e 2.626 mortes (entre 1999-2014) no Brasil com os produtos de origem agrícola, entretanto ressalta-se que, dentre este quantitativo, 79% se refere a suicídios (SINITOX, 2020), corroborando com a tese de que há maior quantidade de casos de depressão e outros problemas

psicológicos em locais com aplicação desses produtos químicos (Oliboni; Triches; Oliveira, 2023).

Todavia, estes dados não consideram a elevada subnotificação que há em diversas regiões do Brasil, não podendo afirmar com certeza o real quantitativo de casos (Paraná, 2018; Taveira; Albuquerque, 2018; Menck; Serafim; Oliveira, 2019). Deve-se notar, entretanto, que não só os produtores rurais estão expostos diretamente a estes compostos ao manejar e pulverizar os produtos, mas de igual forma, suas famílias e a comunidade que vive perto dos campos agrícolas, são vulneráveis ao risco (Fase, 2019).

2.3.1 Contaminação de corpos hídricos superficiais

Dentre as matrizes citadas anteriormente, a água superficial é uma das mais analisadas/pesquisadas e com maior abrangência de estudos no Brasil e exterior, seja pela maior facilidade na coleta das amostras em detrimento de aquíferos, por exemplo, seja pela utilização em maior quantidade destes em detrimento da exploração de mananciais subterrâneos. Muitos dos rios e mananciais superficiais que estão vulneráveis à contaminação por agrotóxicos, devido à proximidade com áreas agrícolas, no Brasil e no mundo foram avaliados quanto à presença de resíduos destes compostos (Quadro 3).

Como exemplo, foram identificados resíduos de agrotóxicos nas bacias dos rios Tramandaí (RS) (Milani *et al.*, 2022), São Domingos (SC) (Galvan *et al.*, 2020), Vacacaí e Vacacaí-Mirim (RS) (Marchesan *et al.*, 2010), Taquari (RS) (Kronbauer *et al.*, 2021), Paraná 3 (PR) (Mendonça, 2018), Ondas (BA) (Rego *et al.*, 2022), Ijuí (RS) (Morelato, 2022), 13 bacias hidrográficas localizadas em Goiás (Moraes *et al.*, 2023), além de mananciais dos municípios de Goiana, Aliança, Itambé, Sirinhaém e Água Preta (PE) (Guedes, 2023).

Quadro 3 – Contaminação de recursos hídricos superficiais por agrotóxicos

Continua

Localidade	Substrato contaminado	Contaminante(s)	Referência
Região dos Pampas (Argentina)	Recurso hídrico superficial	Glifosato; AMPA	Pérez <i>et al.</i> (2021)
Rio Ili-Balkhash (Ásia)	Recurso hídrico superficial	Organoclorados e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos	Shen <i>et al.</i> (2021)
Distrito de Feni (Bangladesh)	Recurso hídrico superficial	Diazinon; carbofuran; carbaril	Bhuiyan <i>et al.</i> (2021)
Rios São Gonçalo e Piratini, Rio Grande do Sul (Brasil)	Recurso hídrico superficial	Carbofuran; quinclorac; clomazone; fipronil	Grützmacher <i>et al.</i> (2008)

Quadro 3 – Contaminação de recursos hídricos superficiais por agrotóxicos

Conclusão

Localidade	Substrato contaminado	Contaminante(s)	Referência
Bacia do Nordeste do Pantanal, Mato Grosso (Brasil)	Recurso hídrico superficial	Endosulfan; ametrina; metolacolor; metribuzina	Laabs <i>et al.</i> (2002)
Rios Vacacaí e Vacacaí-Mirim, Rio Grande do Sul (Brasil)	Recurso hídrico superficial	Clomazona; 2,4 D; propanil; quincloraque; fipronil	Marchesan <i>et al.</i> (2010)
Bacia do Paraná 3, Paraná (Brasil)	Recurso hídrico superficial	Glifosato; AMPA	Mendonça (2018)
Tocantins (Brasil)	Recurso hídrico superficial	Azoxistrobina; fenamidona; imazetapir; triclozazol; trifloxistrobina	Guarda <i>et al.</i> (2022)
Rio Dourados, Mato Grosso (Brasil)	Recurso hídrico superficial	Atrazina; clorantraniliprole; tebuconazole; DEA (deetilatrastina); 2-hidroxiatrastina	Scorza Júnior (2022)
Rio Cachapoal (Chile)	Recurso hídrico superficial	Atrazina; atrastina-2-hidroxi (HA); ciprodinil; pirimetanil; tebuconazol	Climent <i>et al.</i> (2019)
Hainan (China)	Recurso hídrico superficial	Carbendazim; clorpirifós; difenoconazole; imidacloprido; benzoato; butaclor; acetamiprido	Tan <i>et al.</i> (2021)
Rio Nilo (Egito)	Recurso hídrico superficial	Malastona; clorpirifós; atrastina; carbendazim	Eissa; Al-Sisi e Ghanem (2021)
Galápagos (Equador)	Recurso hídrico superficial	Carbendazim; cadusafós; DDT; diuron; aldrin	Riascos-Flores <i>et al.</i> (2021)
Rio Louros (Grécia)	Recurso hídrico superficial	Quizalofop-etil; trifluralina; pendimetalina; tebufenpirade	Kapsi <i>et al.</i> (2019)
Rio Thamirabarani (Índia)	Recurso hídrico superficial	Organoclorados	Arisekar <i>et al.</i> (2019)
Bacia de Ganga (Índia)	Recurso hídrico superficial	γ BHC; Σ BHC; δ BHC; α BHC	Sarkar, Pathak e Srivastava (2022)
Ayuquila-Armeria (México)	Recurso hídrico superficial	Ametrina; dimetoato; diazinon	Aguilar <i>et al.</i> (2019)
Jalisco (México)	Recurso hídrico superficial	Glifosato; malastona	Silva-Madera <i>et al.</i> (2021)
Mosina-Krajkowo (Polónia)	Recurso hídrico superficial	Isoproturon; nicossulfuron; imidacloprido; terbuthylazine; chlorotoluron; S-metalachlor; prometrina	Kruc-Fijalkowska <i>et al.</i> (2022)
Rio Lis (Portugal)	Recurso hídrico superficial	Organoclorados; triazínicos; piretróides e organofosforados	Paíga <i>et al.</i> (2021)
Hanoi, Ninh, Hung Yen, Quang Ninh e Tuyen Quang (Vietnã)	Recurso hídrico superficial	Neonicotinoides; fipronil; clorpirifós; carbendazim; triastinas; herbicidas clorofenoxi; bentazona	Wan <i>et al.</i> (2021)

Fonte: O Autor (2024).

De forma mais ampla, entre os recursos hídricos já tratados e enviados para abastecimento público, o Governo Federal mantém um sistema de vigilância em vários municípios brasileiros (VIGIAGUA, 2023): trata-se do Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISAGUA), instrumento do Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (VIGIAGUA). Apesar de não se ter informações de todas as localidades, os dados existentes fornecem perspectiva de cenário amplo de contaminação a nível regional em Pernambuco, tendo em vista que as bacias hidrográficas estão interligadas e o abastecimento da Região Metropolitana de Recife, por exemplo, é feito a partir de mananciais que banham diversas regiões iminentemente agrícolas que podem ter influenciado a qualidade da água distribuída para a população.

A situação é tão grave que o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) aponta os agrotóxicos como a segunda maior causa de contaminação hídrica superficial no Brasil, atrás somente dos efluentes de esgoto não tratados (Stracci, 2012).

A partir dos dados do VIGIÁGUA (2023), na Região Metropolitana de Recife (RMR) foram identificados, entre 2018 e 2022, resíduos dos compostos alaclor, aldrin/dieldrin, atrazina, clordano, clorpirifós, dicloro-difenil-tricloroetano (DDT), endossulfan, endrin, glifosato/ampa, lindano, parationa metílica, permetrina, profenofós, simazina, tebuconazol e trifluralina. Aumentando o espectro para o nível estadual, foram constatados todos os ingredientes ativos citados e os seguintes adicionalmente: metolacoloro, pendimetalina e terbufós, fato que demonstra a majoração de risco na água na referida região, tendo em vista a interligação com a RMR.

Em outros estudos, foram identificados também resíduos de agrotóxicos em água de abastecimento no estado do Ceará (Menezes (2019), Paty do Alferes/RJ (Veiga *et al.*, 2006), Cachoeira do Sul/RS (Lucas *et al.*, 2020), Encantado/RS (Kronbauer; Biondo; Zanetti, 2021), estado do Mato Grosso (Novais; Queiroz; Seabra Júnior, 2021) e estado de São Paulo (CETESB, 2021a), sendo possível relacionar esta contaminação com os impactos negativos na saúde do homem (Lopes; Albuquerque, 2018; Matias *et al.*, 2021; Menezes *et al.*, 2021).

Diante do exposto, ainda mais pesquisas nos mananciais superficiais são necessárias visando à salubridade ambiental. Nesse sentido, o Ministério da Saúde (2016) define que um bom plano de monitoramento de agrotóxicos em águas superficiais deve levar em consideração alguns aspectos, dentre os quais destaca-se: levar em conta as diretrizes de amostragem para identificar a contaminação de acordo com a sazonalidade (período chuvoso e seco), investigação dos compostos mais utilizados e da capacidade analítica disponível do(s) laboratório(s).

2.3.2 Contaminação de aquíferos

Além da matriz anterior, destaca-se também o recurso hídrico subterrâneo, uma vez que, além de ser possível indicador de contaminação, por exemplo, do solo e demais substratos superficiais, a água subterrânea é, em muitos locais, uma opção aos mananciais superficiais para abastecimento hídrico, devido ao alto grau de poluição/contaminação destes em detrimento daqueles.

Então, o acompanhamento da qualidade das águas é essencial, principalmente próximo a áreas de cultivo agrícola ou industrial (Silva-Barni *et al.*, 2019), tendo em vista a maior probabilidade de contaminação. Estudos em diversos países no mundo constataram presença de resíduos de agrotóxicos nos aquíferos (Quadro 4).

Quadro 4 – Contaminação de recursos hídricos subterrâneos por agrotóxicos

Continua

Localidade	Substrato contaminado	Contaminante(s)	Referência
Região dos Pampas (Argentina)	Água subterrânea	Atrazina; metolacoloro; acetocloro; glifosato	Vera-Candioti <i>et al.</i> (2021)
Bacia do baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão-PE (Brasil)	Água subterrânea	Azoxistrobina; tebuconazole; imidacloprido; fentoato	Nascimento (2013)
Microbacia do Córrego Espreado, Ribeirão Preto-SP (Brasil)	Água subterrânea	Tebuthiuron	Gomes, Spadotto e Lanchotte (2001)
Primavera do Leste, Mato Grosso (Brasil)	Água subterrânea	Metolacoloro; metribuzim; simazina; atrazina	Dores <i>et al.</i> (2006)
Região do Sistema Aquífero Guarani (Brasil)	Água subterrânea	Heptacoloro	Alves (2016)
Golmud (China)	Água subterrânea	Imidacloprido; avermectina	Jing <i>et al.</i> (2021)
Vale de San Joaquin, California (EUA)	Água subterrânea	Atrazina; bromacil; 2,4-D; diazinon; dibromocloropropano; 1,2-dibromoetano; dicamba; 1,2-dicloropropano; diuron; prometon; prometrina; propazina e simazina	Domagalski e Dubrovsky (1992)
Wisconsin (EUA)	Água subterrânea	Alacoloro; atrazina; carbofurano; metolacoloro; metribuzin	Kraft, Stites e Mechenich (2005)
Iowa e Minnesota (EUA)	Água subterrânea	Clotiadina; tiametoxam; imidacloprido	Thompson <i>et al.</i> (2021)
Diversos aquíferos nos Estados Unidos da América (EUA)	Água subterrânea	Atrazina; cianazina; acetocloro; alacoloro; metolacoloro.	Barbash <i>et al.</i> (1999)

Quadro 4 – Contaminação de recursos hídricos subterrâneos por agrotóxicos

Conclusão

Localidade	Substrato contaminado	Contaminante(s)	Referência
Rio Ardas (Grécia)	Água subterrânea	Metolacoloro; atrazina; hidroxiatrazina; desisopropilatrazina; deetilatrazina	Parlakidis <i>et al.</i> (2021)
Bacia de Evros (Grécia)	Água subterrânea	Alacloro; metolacoloro; atrazina; desetilatrazina; desisopropilatrazina	Vryzas <i>et al.</i> (2012)
La Rioja (Espanha)	Água subterrânea	Metalaxil; tebuconazole; boscalida	Manjarres-López <i>et al.</i> (2021)
Békés (Hungria)	Água subterrânea	Glifosato	Mörtl <i>et al.</i> (2013)
Kasargod (Índia)	Água subterrânea	Endosulfan, hexaclorobenzeno	Akhil e Sujatha (2012)
Kota-Bundi (Índia)	Água subterrânea	HCT; DDT; DDE; malationa; endosulfan; heptacoloro; parationa	Sheikh, Mourya e Mathur (2019)
Kerala (Índia)	Água subterrânea	Acefato; fenvalerato	Gayathri <i>et al.</i> (2021)
Jalandhar (Índia)	Água subterrânea	Atrazina; Cloropirifós; Forato; Monocrotofós	Chaubey <i>et al.</i> (2020)
Província de Khuzistão (Irã)	Água subterrânea	2,4 D	Shahsavari <i>et al.</i> (2012)
Vicenza (Itália)	Água subterrânea	Atrazina; desetil-atrazina; terbutilazina; dietil-terbutilazina	Ghirardelli <i>et al.</i> (2021)
Planície de Saïss (Marrocos)	Água subterrânea	α -HCH; β -HCH; DDT; DDE; Simazina	Berni <i>et al.</i> (2021)
Aquífero cárstico em Yucatan (México)	Água subterrânea	Aldrin; heptacoloro e β -BHC	Perera-Rios <i>et al.</i> (2021)
Yucatan (México)	Água subterrânea	Lindano; heptacoloro; endosulfan; DDT; endrina	Polanco Rodríguez <i>et al.</i> (2022)
Vale do Maneadero, Baixa Califórnia (México)	Água subterrânea	alfa-hexaclorociclo-hexano; beta-hexaclorociclo-hexano; heptacoloro; endrin; 4,4'-DDD; delta-hexaclorociclo-hexano; heptacoloro epóxido B; sulfato de endossulfam; 4,4'-DDE; alfa-endossulfam; beta-endossulfam; 4,4' -DDT; dieldrin	González-Acevedo; García-Zarate; Flores-Lugo (2019)
Chiapas (México)	Água subterrânea	Glifosato	Ruiz-Toledo <i>et al.</i> (2014)
Nova Zelândia	Água subterrânea	2,4-DB; 2-Hidroxiatrazina; alacloro; atrazina; bentazona; bramacil; glifosato; hexazinona; metolacoloro; picloram; propazina; simazina; terbacil; terbutilazina; 4,4'-DDE; 4,4'-DDT; diazinona; dieldrin; endosulfan, metalaxil	Close, Humphries e Northcott (2021)
Uganda	Água subterrânea	Metalaxil; cipermetrina	Twinomucunguzi <i>et al.</i> (2021)

Fonte: O Autor (2024).

Dentre a gama de agrotóxicos disponíveis no mercado, os princípios ativos com valores muito altos de coeficiente de adsorção ao carbono orgânico (K_{oc}) e meia vida no solo ($T_{1/2}$) geralmente tendem a ficar mais tempo aderidos aos colóides do solo (Azania *et al.*, 2021).

Quando não são bem adsorvidas podem ser lixiviadas até o lençol subterrâneo ou serem carregadas até o corpo hídrico mais próximo (Marques, 2017). Sendo assim, as consequências da contaminação são indefinidas, tendo em vista os diversos trajetos que o contaminante pode tomar na bacia hidrográfica e as interações solo-ar-água-hortaliça possíveis.

De forma geral, os agrotóxicos tendem a se dissipar mais rapidamente nos aquíferos em épocas chuvosas do que em períodos de pouca precipitação pluviométrica, o que indica a importância da chuva no processo de infiltração e dissipação dos contaminantes (González-Acevedo; García-Zarate; Flores-Lugo, 2019).

Diante disto, diversos casos de contaminação ambiental podem ser citados (Braz, 2018; Novais; Queiroz; Seabra Júnior, 2021). Dentre eles, destaca-se o estudo de Nascimento (2013), na região do baixo curso do rio Natuba, localizado no município de Vitória de Santo Antão-PE, que constatou contaminação ambiental nas matrizes ambientais solo, água superficial e subterrânea, alimentos e ser humano, devido ao manejo inadequado dos agrotóxicos. Foram identificados resíduos de quatro compostos de agrotóxicos no aquífero local, a saber: azoxistrobina, imidacloprido, fentoato e tebuconazole, para os quais destacamos informações no Quadro 5.

Quadro 5 – Informações sobre os compostos: azoxistrobina, imidacloprido, fentoato e tebuconazole

Agrotóxico	Azoxistrobina	Fentoato	Imidacloprido	Tebuconazole
Fórmula do composto	$C_{22}H_{17}N_3O_5$	$C_{12}H_{17}O_4PS_2$	$C_9H_{10}ClN_5O_2$	$C_{16}H_{22}ClN_3O$
CAS	131860-33-8	2597-03-7	138261-41-3	107534-96-3
Grupo químico	Estrobilurina	Organofosforado	Neonicotinóide	Triazol
Classe	Fungicida	Inseticida/ acaricida	Inseticida	Fungicida
Produtos aprovados	72	*	38	77
K_{oc} (mL/g)	589	1000	262	1000
$T_{1/2}$ (dias)	78	35	191	63
S (mg/L)	6,7	11	610	36
K_{ow}	$3,16 \times 10^{02}$	$4,90 \times 10^{03}$	3,72	$5,01 \times 10^{03}$
PV (M_{pa})	$1,10 \times 10^{-07}$	5,3	4×10^{-7}	$1,30 \times 10^{03}$

Fonte: MAPA, 2022b; Kegley *et al.*, 2016; Lewis *et al.*, 2016.

- K_{oc} : Coeficiente de adsorção ao carbono orgânico; $T_{1/2}$: meia vida no solo; S: Solubilidade em água (20 °C); K_{ow} : Coeficiente de partição octanol-água (pH 7 a 20 °C); PV: Pressão de vapor (20 °C); * Não há produtos aprovados no país.

Destes compostos, azoxistrobina, tebuconazole e imidacloprido foram também encontrados nas amostras de hortaliças; azoxistrobina e tebuconazole na água do rio Natuba; e imidacloprido e azoxistrobina em amostras de solo na região (Nascimento, 2013).

O imidacloprido, em específico, apresenta tantos dados que indiquem sua periculosidade que o MAPA realizou a restrição de seu uso em várias culturas, dentre elas a alface (Brasil, 2022). Esse ato normativo fortalece a tese da necessidade de maior cuidado no manejo com esse agrotóxico. Por sua vez, o fentoato foi excluído no país pela Resolução da ANVISA n. 1.967/2019 (ANVISA, 2019c).

Ademais, estes compostos já foram encontrados em águas subterrâneas de localidades no Brasil e no mundo, a saber: azoxistrobina [Baraúna-RN (ANA, 2010); Sudeste da Sicília (Licciardello *et al.*, 2011); Estados Unidos (Reilly *et al.*, 2012)], imidacloprido [Punjab-Paquistão (Baig *et al.*, 2012)], tebuconazole [Sul do Brasil (Caldas *et al.*, 2010)] e fentoato [Vitória de Santo Antão –PE (Nascimento, 2013)]; além das águas superficiais: azoxistrobina [Capitão Leônidas Marques-PR (Piovesan, 2016); Estados Unidos (Reilly *et al.*, 2012; Battaglin *et al.*, 2011)], tebuconazole [Estados Unidos (Battaglin *et al.*, 2011)], imidacloprido [rio Llobregat-Espanha (Quintana; La Cal; Boleda, 2019); Califórnia-EUA (Starner; Goh, 2012)], fentoato [Bacia Hidrográfica do rio São Domingos-RJ (Menezes *et al.*, 2012)].

2.3.3 Contaminação de tanques de lavagem de vegetais

A verificação de resíduos de agrotóxicos em tanques de lavagem de vegetais, a exemplo de hortaliças também é escasso na literatura, sejam eles os tanques existentes nos campos de produção das hortaliças (principalmente nos pequenos cultivos) ou os tanques que realizam as lavagens antes de processar os alimentos (na indústria alimentícia).

Em estudo conduzido em uma propriedade produtora de banana em Nova Porteirinha (MG) (Castricini *et al.*, 2021), a água proveniente do tanque de lavagem foi analisada para detecção do composto bifentrina, não sendo encontrados indícios de contaminação desta água. Entretanto, ressalta-se que este estudo foi conduzido em uma área experimental com controle da quantidade de imersões das frutas antes da análise, o que difere em geral de vários locais nos quais a periodicidade de troca da água (muitas vezes não tratada) e limpeza dos tanques é mínima ou até mesmo inexistente.

Este tipo de avaliação é significativo pelo fato de possibilitar o entendimento de algumas questões a respeito da contaminação ambiental por agrotóxicos. Em primeiro lugar, pode-se identificar diferenças na qualidade da água (antes e após uso), demonstrando o quanto o recurso

hídrico foi depreciado (em sua qualidade) ao ser retirado do manancial superficial e utilizado. Por outro lado, é possível compreender o potencial de contaminação das hortaliças/vegetais ali lavados, além do solo/recurso hídrico por meio do esvaziamento destes reservatórios.

Neste sentido, o Ministério de Agricultura, Alimentos e Assuntos Agrários do Canadá (Canadá, 2017) publicou um manual fornecendo diretrizes para gestão dessas águas de lavagem, como forma de minimizar os impactos ambientais negativos no meio ambiente, especificamente nos recursos hídricos, tendo em vista altas taxas de sólidos dissolvidos, matéria orgânica, nutrientes e contaminantes. O documento aborda desde as orientações gerais sobre a temática até qualidade da água, como reduzir o uso deste recurso, amostragem e análise laboratorial de amostras.

Apesar disto, estudos tem se concentrado majoritariamente na avaliação físico-química (Pereira, 2017), microbiológica/bacteriológica (Nascimento, 2013; Valadares, 2016; Grubinger; Blevins, 2017; Vilela, 2018; Silva, 2019a) e na presença de metais (Valadares, 2016) em tanques de lavagem de vegetais/hortaliças, provavelmente devido aos altos custos de análises de agrotóxicos, em detrimento das demais.

2.3.4 Contaminação de chuva

Da mesma forma que os tanques, há uma recorrência de estudos (Santos, 2018; Silva; Bezerra; Ribeiro, 2020; Machado *et al.*, 2021) que avaliam critérios microbiológicos e físico-químicos como pH, temperatura, turbidez, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, oxigênio dissolvido, alcalinidade, cor, dureza, cloreto, amônia, sulfato, nitrato em água de precipitação. Entretanto, a literatura científica brasileira é escassa com relação as análises dos compostos agrotóxicos em águas de chuva, apesar da evolução desse tipo de estudo internacionalmente.

De modo geral, além dos custos financeiros de análise, há necessidade logística de instalação de pontos de coleta de amostras, bem como do deslocamento para recolhimento das amostras logo após os eventos. Ademais, principalmente em épocas de maior seca, não há possibilidade de programar datas para coleta, tendo em vista a dependência do volume pluviométrico.

Essa possibilidade de contaminação se deve, principalmente, à capacidade de volatilização de vários agrotóxicos com posterior deposição (seca ou úmida), transporte e precipitação. Segundo Moreira *et al.* (2012), esse cenário é agravado devido à possibilidade de

carreamento do meio rural para os centros urbanos, sendo, portanto, difícil estimar o grau de contaminação dessa via ainda pouco estudada.

São alguns exemplos de estudos com este foco no Brasil: Moreira *et al.* (2012) e Nogueira *et al.* (2012) que analisaram a água precipitada nos municípios de Lucas do Rio Verde e Campo Verde (MT), ambos com resultados ambientais negativos no que se refere à presença de princípios ativos nas amostras analisadas. No mesmo estado, Laabs *et al.* (2002) identificaram 22 compostos/metabólitos e Belo *et al.* (2012) encontraram 7 compostos em 4 pontos distintos do município de Lucas do Rio Verde e Beserra (2017) encontrou 5 compostos em municípios da bacia de Juruena (MT).

Schreiber (2012), por sua vez, identificou resíduos herbicidas no sul do país. Trabalhos pioneiros no Brasil, a exemplo destes, ainda não foram seguidos de mais análises e estudos em outras regiões do país, embora o país tenha sua economia iminentemente agrícola e, consequentemente, as demais regiões/estados do país estejam expostas a problemáticas semelhantes.

Internacionalmente já há uma evolução maior quanto à esta problemática em pesquisas, sendo identificadas amostras contaminadas por herbicidas nos Estados Unidos da América (Gray *et al.*, 2022), lindano na Europa (Dubus; Hollis; Brown, 2000); organoclorados, piretroides sintéticos e organofosforados na região de Hisar (Índia) (Kumari; Madan; Kathpal, 2007), herbicidas na Itália (Trevisan *et al.*, 1993), herbicidas e fungicidas em Singapura (Zhang *et al.*, 2018).

2.3.5 Contaminação de vegetais

Outra consequência do manejo incorreto dos agrotóxicos é a exposição maior dos alimentos contaminados aos brasileiros. Para monitoramento e prevenção desta exposição, a ANVISA estabeleceu um programa de avaliação de alguns vegetais. O programa tem parceria das agências de saúde de todos os estados, exceto Paraná, e laboratórios de análises, verificando alimentos que fazem parte da dieta elementar da população brasileira (ANVISA, 2023). O último ciclo de verificação (2022) apresentou resultados alarmantes (Tabela 3).

Um fator de risco aparentemente não discutido no documento da ANVISA é Limite Máximo de Resíduos (LMR), que, teoricamente, não causaria danos à saúde humana. Todavia, este LMR não inclui em seu escopo que um mesmo consumidor pode ingerir diversos desses produtos, não sendo possível estabelecer o risco a que ele estará exposto por meio da junção dos resíduos de diversos dos compostos utilizados na agricultura brasileira.

Tabela 3 – Resultado do Programa de Análise de Resíduos em Alimentos/ANVISA

Alimento analisado	Total de amostras analisadas	Amostras satisfatórias				Amostras insatisfatórias			
		Sem resíduos	Resíduos $\leq$ LMR	Total	Percentual	Resíduos de compostos não autorizados	Resíduos $>$ LMR	Total	Percentual
Café	158	123	33	156	98,73%	1	1	2	1,27%
Trigo	152	14	126	140	92,11%	6	6	12	7,89%
Laranja	156	5	117	122	78,21%	23	12	34	21,79%
Maracujá	148	23	22	45	30,41%	85	71	103	69,59%
Morango	84	0	26	26	30,95%	55	26	58	69,05%
Brócolis	107	65	12	77	71,96%	26	5	30	28,04%
Repolho	144	62	31	93	64,58%	51	0	51	35,42%
Pimentão	142	2	41	43	30,28%	92	26	99	69,72%
Quiabo	125	86	12	98	78,40%	27	0	27	21,60%
Amendoim	101	99	2	101	100,00%	0	0	0	0,00%
Feijão	150	70	74	144	96,00%	1	5	6	4,00%
Batata	154	34	105	139	90,26%	2	14	15	9,74%
Mandioca	151	145	0	145	96,03%	2	4	6	3,97%
TOTAL	1772		1329		75,00%		443		25,00%

Fonte: ANVISA (2023).

Sendo assim, ao estabelecer uma avaliação mais profunda do estudo da ANVISA, pode-se perceber que apenas 41,08% seriam amostras satisfatórias, levando em consideração tão somente os alimentos nos quais não foram constatados resíduos de nenhum dos compostos verificados, excluindo do cálculo os que apresentaram valor abaixo do LMR.

Além disso, deve-se ter em mente a possibilidade do potencial risco para a saúde humana por meio da utilização de produtos que não são aprovados para algumas das culturas em que foram utilizadas (Marques, 2017). Indo além, autores (Berlitz, 2020; Gaboardi, 2022) sustentam a tese de que há risco ao se ingerir os resíduos nos alimentos que vão para as mesas dos consumidores, sejam aprovados ou não para a cultura.

Dito isto, Nisha *et al.* (2021) analisaram vegetais em um distrito de Bangladesh e identificaram resíduos dos compostos acetamiprido e cipermetrina, apesar de uso indiscriminado de vários outros ingredientes ativos na localidade. Segundo os autores, possivelmente os demais ingredientes ativos não foram identificados nas análises pelo fato de haver adulterações em alguns produtos comerciais utilizados na área, os quais não apresentam os ingredientes ativos relacionados na bula ou o fazem em menor quantidade que o estipulado. Isto possibilita aumento da insegurança alimentar devido às incertezas envolvidas na falsificação.

Destaca-se também um estudo conduzido pelo Greenpeace (2023), o qual analisou amostras de limões coletados em mercado de vários países europeus (Áustria, Bélgica, França, Alemanha, Itália, Holanda, Espanha, Suécia) e, das 52 amostras, apenas 1 não apresentou resíduos de agrotóxicos. Isso demonstra o potencial de retorno dos agrotóxicos, em sua maioria

produzidos na própria União Europeia, para a própria UE na forma de resíduos nos alimentos. Na pesquisa, 90% das amostras apresentaram resíduos de 7 ou mais ingredientes ativos, demonstrando a majoração do risco de ingestão ao haver o acúmulo de vários compostos.

Semelhantemente, o Ministério da Agricultura (MAPA, 2021) publicou os resultados de seu último estudo de vegetais no Brasil. Observou-se a presença de 56% das amostras com resíduos dos seguintes analitos: acefato, azoxistrobina, benalaxil, bifentrina, cadusafós, carbendazim, carbofurano, cialotrina, ciazofamida, ciflutrina, ciproconazol, clorantraniliprole, clorfenapir, clorpirifós, clotianidina, cresofim-metílico, dimetoato, dimetomorfe, epoxiconazol, famoxadona, fenpiroximato, fenpropatrina, fipronil, flubendiamida, flutriafol, fosmete, glifosato, hexitiazoxi, imazalil, imidacloprido, lufeniurom, metalaxil, metidationa, metomil, ometoato, permetrina, piraclostrobina, pirimifós, profenofós, propargito, tiametoxam, trifloxistrobina, triflumurom, trinexapaque.

Dentre os vegetais, Meftaul *et al.* (2023) destacam especificamente as hortaliças folhosas (especificamente espinafre e alface), tendo em vista o potencial dano à saúde (agudo e crônico) dos consumidores, mesmo as hortaliças cultivadas em hortas urbanas. Isto porque, a pulverização acontece, majoritariamente, em suas folhas (Lopes; Quezado-Duval; Reis, 2010).

Pesquisas demonstraram sua contaminação por agrotóxicos em países como: Argentina (Marzocca *et al.*, 2021), Bangladesh (Nahar *et al.*, 2020), Bolívia (Skovgaard *et al.*, 2017), Brasil (Nascimento, 2013; Costa *et al.*, 2021; Ribeiro *et al.*, 2021; Ripke; Corralo; Lutinski, 2022), Burkina Faso (Rouamba *et al.*, 2021), Chile (Calderon *et al.*, 2022), Egito (Abdelkader; Ayoub; Mohammed, 2021; Salem *et al.*, 2021), Equador (Oviedo-Chávez *et al.*, 2023), Itália (Cech *et al.*, 2023), México (Calderon *et al.*, 2022), Tanzânia (Kapeleka *et al.*, 2020).

Por este motivo, as pesquisas vêm buscando soluções para uma ingestão menos danosa a partir de procedimentos de lavagem para retirada de boa parte dos agrotóxicos de vegetais em geral (Azam *et al.*, 2020; Sudsiri; Jampa; Ritchie, 2023) e os folhosos (Nogueira Sobrinho, 2017; Balkan; Yilmaz, 2022). Entretanto, nem sempre os resultados são aceitáveis para todos os compostos ou, então, a eficiência da remoção depende da relação composto-soluto de lavagem, o que se permite concluir que é ideal que os esforços sejam concentrados na diminuição da utilização dos agrotóxicos, com consequente decréscimo dos resíduos a que os consumidores são expostos.

Sendo assim, o Ministério Público do Rio Grande do Norte (MP, 2014) deixa claro a relação de contaminação de alimentos e utilização indiscriminada de agrotóxicos, sendo necessária, portanto, a execução de programas de monitoramento dos vegetais comercializados, visando dirimir os impactos dos agrotóxicos à saúde da população.

2.3.6 Contaminação de solo e sedimentos de rio

É preciso deixar claro que a zona ripária, região ao redor de mananciais superficiais, e a zona hiporreica, ecótono que fica entre o aquífero e o rio, são imprescindíveis para troca de água entre o subterrâneo e o superficial (Freitas *et al.*, 2011) e também o são para sua depuração ou dispersão em outras matrizes no ciclo natural da água. No caso de comunidades agrícolas que dependem da água de rio para irrigação, o estudo dessa relação é imbuído de ainda mais importância devido às trocas possíveis de contaminantes entre solo (da zona ripária) e lençol freático e, por sua vez, para o rio através da zona hiporreica, ou no fluxo inverso da hiporreica para o lençol freático. Sendo assim, o estudo de uma ou outra zona de forma isolada apenas segregaria uma parte importante do processo para o melhor entendimento das relações de troca de massa neste sistema.

Neste contexto, o solo pode ser definido como um meio heterogêneo e complexo, fruto de reestruturação da matéria original e, na qual, se encontram diversos minerais e organismos vivos que interagem entre si (CETESB, 2023). A verificação da contaminação de solo já foi alvo de extensa quantidade de estudos ao redor do mundo comprovando resíduos de agrotóxicos nessa matriz (Nascimento, 2013; Silva *et al.*, 2019; Khan *et al.*, 2020; Khuman *et al.*, 2020; Acosta-Dacal *et al.*, 2021; Bonmatin *et al.*, 2021; Mazzei *et al.*, 2021).

Por sua vez, a avaliação de sedimentos de rio, apesar de não ser tão comum quanto a análise de mananciais superficiais e subterrâneos, vem crescendo em número de estudos que verificam resíduos de contaminantes, tendo em vista sua relação intrínseca (e complementar) com a contaminação da água dos rios. É a partir desse tipo de estudo que os agrotóxicos hidrofóbicos, ou seja, que tem pouca afinidade com água e maior afinidade com lipídios, podem ser averiguados nos substratos dos cursos d'água.

Em estudo conduzido no rio Vermelho (Mato Grosso) foram verificados resíduos de atrazina, carbendazim, carbaril e clomazona na água e nenhum desses nas amostras de sedimento do rio. Isto pode ser explicado pelo fato de os referidos ingredientes ativos possuírem baixo coeficiente de adsorção ao carbono orgânico, sugerindo maior mobilidade e solubilização (Calheiros; Pignati, 2023).

Ao avaliar carbaril, carbofurano e propoxur, Guarda *et al.* (2020) não encontraram resíduos desses compostos nesta matriz. Isso pode ser explicado em parte pela rápida capacidade de degradação no sedimento. Por outro lado, isto fornece base para estudos que realizem uma "varredura" nas diversas matrizes ambientais, ampliando o espectro de compostos

analisados, tendo em vista que permitirá uma melhor visualização do cenário de contaminação de um determinado sítio.

Indo além, outros estudos analisaram resíduos de agrotóxicos nos sedimentos e podem ser citados: no sedimento do rio Ondas (BA), houve detecção de agrotóxicos com destaque para o carbofurano, dimetoato e sulfotepe (Rego *et al.*, 2022), de piretroides em sedimento na bacia do rio Tramandaí (RS) (Milani *et al.*, 2022), organoclorados e organofosforados no sedimento do rio Paranaíba (CE, MA, PI) (Guerra, 2018), imazapique, metsulfurom e bentazona na bacia do rio Ijuí (RS) (Morelato, 2022), glifosato na bacia do Ribeirão São João (TO) (Balduino; Macedo, 2021), atrazina, azoxistrobina e carboxina no Parque Indígena do Xingu (Smith, 2022); endossulfan, aldrin, dieldrin e endrin na bacia do rio Thamirabarani (Índia) (Arisekar, 2019), endossulfan, DDT, metil-parationa na bacia do rio Tapi (Índia) (Hashmi *et al.*, 2019), carbofurano, propoxur, carbaril e ciflutrina na bacia do rio Kalisat (Indonésia) (Musa *et al.*, 2019), piretroide sintético no lago Chilika (Índia) (Nag *et al.*, 2020).

Foram avaliados também os sedimentos de tanques de peixes (utilizados em pesque e pague) e foram identificados resíduos de metolacoloro, tebutiuron, hexazinona e isoxaflutol na bacia hidrográfica do Mogi-Guaçu e Tietê/Batalha (Santarossa, 2017).

A Companhia Ambiental do estado de São Paulo (CETESB, 2021a), por sua vez, analisou 14 amostras de sedimentos em 7 pontos distintos no estado de São Paulo, em campanhas semestrais para 41 compostos distintos, detectando os seguintes compostos: azoxistrobina, carbaril, carbendazim, ciproconazol, clorpirifós, diurom, fipronil, fluazifop-p-butil, imidacloprido, tebuconazole, tebutiuron e tiametoxam. Ao realizar uma análise global dos resultados, os pesquisadores ressaltaram que a baixa quantidade de agrotóxicos detectados nas amostras foi devido às características hidrossolúveis dos compostos analisados que pressupõe baixa capacidade de adsorção ao carbono orgânico.

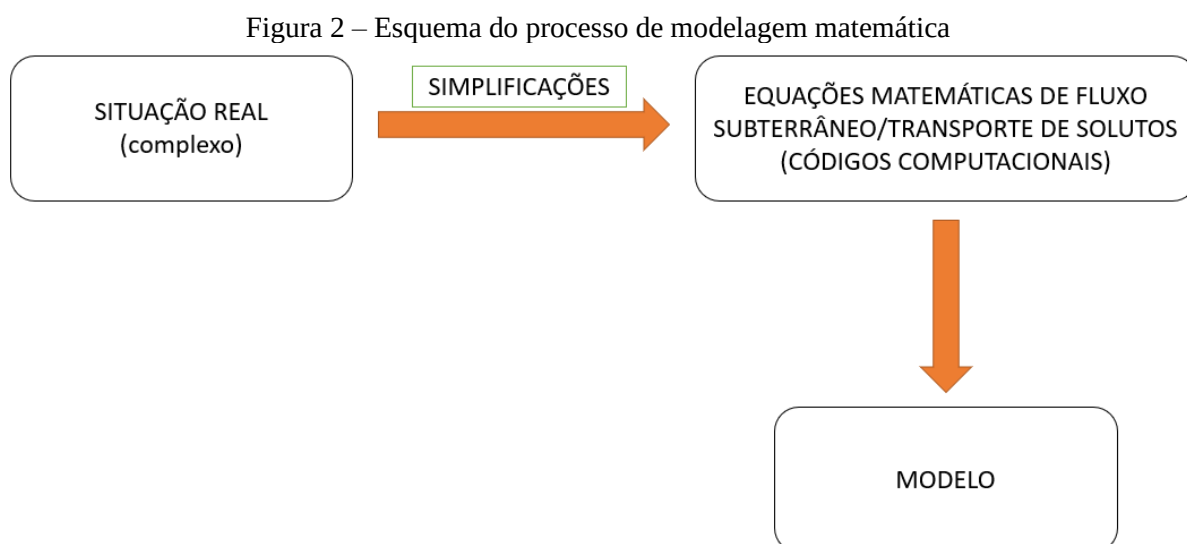
2.4 MODELAGEM MATEMÁTICA

Como citado anteriormente, várias são as regiões agrícolas, ao redor do Brasil e no mundo que apresentam indícios e/ou comprovações da contaminação ambiental por agrotóxicos. Esta é uma realidade que não se pode ignorar, muito pelo contrário, há necessidade urgente de se avaliar as consequências e identificar novas perspectivas de gerenciamento ambiental.

Assim, diante de situações de contaminação ambiental por esses compostos em aquíferos, como a elencada em subitem anterior, torna-se imperativo a existência de mais

estudos que avaliem a situação de contaminação ambiental, tendo em vista a persistência de muitos ingredientes ativos em substratos, recursos hídricos, hortaliças e ser humano. Igualmente, faz-se necessário novas pesquisas que avaliem o fluxo hídrico subterrâneo dessas áreas potencialmente contaminadas, para entender melhor como se dá a dispersão desses contaminantes, possibilitando melhora no gerenciamento ambiental.

Neste escopo, a modelagem matemática se insere como uma ferramenta bastante importante para planejamento e previsão de cenários futuros de contaminação. Trata-se de simplificação de um sistema real (Figura 2) por meio de equações matemáticas que conduzem o fluxo hídrico subterrâneo, auxiliando no planejamento e gestão dos recursos hídricos (Haitjema, 1995; Cabral; Demetrio, 2008; Manoel Filho, 2008).



Fonte: O Autor (2024).

Cabral e Demétrio (2008) classificam os modelos como de fluxo e modelos de transporte de massa, dentre outros. O primeiro se refere à simplificação do escoamento do fluxo hídrico subterrâneo levando em conta as variáveis como recarga e bombeamento possíveis. O modelo de transporte de massa viabiliza a avaliação sobre a dispersão e transporte de um contaminante, por exemplo. Para modelar o transporte, deve-se ter, em primeiro lugar, o modelo de fluxo pronto.

Quando se analisa os modelos quanto ao tipo, divide-se em físicos e matemáticos. Os modelos físicos não são utilizados em larga escala, mas tão somente para experimentos em laboratórios, ou ainda para situações em que os modelos matemáticos ainda não foram criados de forma satisfatória.

Os modelos matemáticos fazem uso de equações que simplificam as interações existentes em um sistema ambiental complexo como são os aquíferos. São utilizadas a lei de Darcy e de conservação de massas em alguns métodos numéricos que simplificam as complexas interações ambientais e geometrias, sendo as mais comuns o método dos elementos finitos e das diferenças finitas (Wang; Anderson, 1995; Anderson; Woessner; Hunt, 2015).

Em geral, a diferença entre os dois métodos está na forma que as malhas são planejadas, fato que impacta diretamente na forma de resolução das equações. O método dos elementos finitos se baseia em uma malha com subdivisões em polígonos irregulares, geralmente utilizado para sistemas mais complexos, e o método das diferenças finitas se caracteriza por ser formado por malhas retangulares com nós, em geral alocados no centro (Silva; Cota, 2015). Ao comparar os dois métodos em seu estudo na bacia do riacho Mocambo, os autores perceberam que ambos são eficientes na resolução das equações com pequenas diferenças no que se refere aos resíduos de calibração, as quais não representam perdas significativas na interpretação dos resultados.

São exemplos de softwares que utilizam o método dos elementos finitos: Finite Element Subsurface Flow and Transport Simulation System (FEFLOW) (Diersch, 2014), HydroGeoSphere (HGS) (Brunner; Simmons, 2012), e o método das diferenças finitas: o Modflow (McDonald; Harbaugh, 1988).

Os softwares que fazem uso do método das diferenças finitas consideram a área em estudo como uma malha, formada por pontos discretos. Esses pontos nodais podem se localizar na intersecção das linhas da grade (malha centrada) ou podem ser circunscritas no centro da região delimitada pelas grades (bloco centrado) (Wanderley, 2000).

Para resolver o fluxo hídrico subterrâneo em meio saturado em 3 dimensões, resolve-se a Equação 1 descrita abaixo (Paiva, 2004; Santos, 2015). Ressalta-se que a elucidação das variáveis constantes nessa equação pode ser resolvida em processos iterativos nos softwares.

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) + R_v = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (1)$$

Em que: S_s é o coeficiente de armazenamento específico; K_{xx} , K_{yy} e K_{zz} representam as condutividades hidráulicas em 3 direções; R_v é o fluxo volumétrico por unidade de volume.

Por sua vez, de forma geral, quando se necessita realizar simulação de transporte de solutos, a equação utilizada é a seguinte (Paiva, 2004):

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (C \cdot V_i) + R_c \quad ij = 1,2,3 \quad (2)$$

Em que: C é a concentração do soluto no solo; D_{ij} , o tensor coeficiente de dispersão; V_i , tensor velocidade; R_c , fontes/sumidouro do soluto.

Neste sentido, na Decisão de Diretoria n. 38/2017, a CETESB (2017) ratificou a modelagem matemática como ferramenta aplicável para simular o comportamento da pluma de contaminação no decorrer do tempo, visando a previsão de possíveis alterações nos corpos hídricos superficiais e subterrâneos e possibilitando, assim, a identificação de possíveis ações para mitigar o(s) cenário(s) de risco observado(s).

2.4.1 Modflow

O código Modflow (McDonald; Harbaugh, 1988), desenvolvido pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos da América (USGS), ganhou notoriedade e foi sendo empregado por diversos pesquisadores ao redor do mundo (Quadro 6), principalmente pelo fato de apresentar resultados confiáveis e ser gratuito.

Quadro 6 – Utilização do código computacional Modflow em estudos ao redor do mundo

Continua

Localidade	Finalidade do estudo	Poluente modelado (se aplicável)	Código para transporte de soluto	Referência
Loessnitztal (Alemanha)	Transporte de poluentes	Agrotóxicos (ametrina, atrazina, carbofurano, diruon e propanil)	MT3DMS	Jaramillo <i>et al.</i> (2019)
Vale do Baixo Soummam (Argélia)	Transporte de poluentes	Cloreto	MT3D	Kessasra <i>et al.</i> (2021)
Aterro municipal de Jacarezinho-PR (Brasil)	Transporte de poluentes	Cromo (Cr), Chumbo (Pb), Cobre (Cu) e Zinco (Zn)	MT3DMS	Fandiño (2020)
Rio Beberibe, Pernambuco (Brasil)	Interação rio-aquífero	-	-	Santos (2015)
Almada (Portugal)	Transporte de poluentes	Cloreto	MT3D	Marques (2020)
Portugal	Transporte de poluentes	Agrotóxico (PCE)	MT3D	Gomes (2015)
Bacia do rio Capibaribe (Brasil)	Fluxo da água subterrânea	-	-	Santos <i>et al.</i> (2020)
Bacia do rio Parnaíba-PI (Brasil)	Fluxo da água subterrânea	-	-	Souza (2015)
Ceará (Brasil)	Determinação da potenciometria de aquífero	-	-	Martins (2013)

Quadro 6 – Utilização do código computacional Modflow em estudos ao redor do mundo

Continuação

Localidade	Finalidade do estudo	Poluente modelado (se aplicável)	Código para transporte de soluto	Referência
Crato, Ceará (Brasil)	Calibrar parâmetro hidrogeológico	-	-	Tavares (2014)
Crato, Ceará (Brasil)	Transporte de poluentes	Nitratos	MT3DMS	Tavares <i>et al.</i> (2016)
Rio Aksu (Cazaquistão)	Fluxo da água subterrânea	-	-	Mirlas <i>et al.</i> (2022)
Vale do Rift etíope (Etiópia)	Fluxo da água subterrânea	-	-	Daniel <i>et al.</i> (2022)
Aquífero Ogallala (EUA)	Fluxo da água subterrânea	-	-	Xiang <i>et al.</i> (2020)
França	Transporte de poluentes	Cloreto de vinila	MT3DMS	Rinaldi <i>et al.</i> (2014)
Aquíferos Karewa-Alluvium (Índia)	Fluxo da água subterrânea	-	-	Raazia e Dar (2022)
Delta de Mahanadi (Índia)	Fluxo da água subterrânea	-	-	Behera <i>et al.</i> (2022)
Distrito de Bathinda (Índia)	Transporte de poluentes	Urânio	MT3D	Singh; Mategaonkar e Hasan (2023)
Rio Noyyal (Índia)	Transporte de poluentes	Cloretos, sulfatos, nitratos, sódio, cálcio	MT3DMS	Sundar <i>et al.</i> (2022)
Aquífero aluvial de Karaj (Irã)	Transporte de poluentes	Nitrato	MT3DMS	Shakeri; Nassery e Ebadi (2022)
Aquífero Hashtger (Irã)	Transporte de poluentes	Nitrato e sulfato	MT3DMS	Rajaeian, Ketabchi e Ebadi (2022)
Aquífero Shahrekord (Irã)	Transporte de poluentes	Nitrato	MT3D	Lalehzari, Tabatabaei, Kholghi (2013)
Bacia de Urmia (Irã)	Fluxo da água subterrânea	-	-	Dehghanipour <i>et al.</i> (2019)
Bacia Gavkhoni (Irã)	Transporte de poluentes	Nitrato	MT3D	Eslamian; Harooni e Sabzevari (2023)
Planície de Astaneh-Kouchesfahan (Irã)	Transporte de poluentes	Cloreto	MT3D	Saatsaz <i>et al.</i> (2013)
Usina Nuclear LAMA (Irã)	Transporte de poluentes	Cobalto-60	MT3DMS	Khayyun (2018)
Nápolis (Itália)	Transporte de poluentes	Agrotóxico (PCE)	MT3D	Bortone <i>et al.</i> (2013)
Sistema Aquífero de Arenito Núbio (Líbia, Egito, Sudão e Chade)	Fluxo da água subterrânea	-	-	Huwaysh e Hafi (2021)
Planícies de Gareb-Bourag (Marrocos)	Fluxo da água subterrânea	-	-	Lyazid <i>et al.</i> (2020)

Quadro 6 – Utilização do código computacional Modflow em estudos ao redor do mundo

Conclusão

Localidade	Finalidade do estudo	Poluente modelado (se aplicável)	Código para transporte de soluto	Referência
Mina de Kettara (Marrocos)	Transporte de poluentes	Drenagem ácida de mina	MT3D	Lghoul <i>et al.</i> (2021)
Karachi (Paquistão)	Transporte de poluentes	Combustível de aviação	MT3D	Ahmad <i>et al.</i> (2012)
Sub bacias do Rio Azibo (Portugal)	Transporte de poluentes	Nitratos	MT3D	Pacheco <i>et al.</i> (2018)
Condado de Dolj (Romênia)	Transporte de poluentes	-	-	Beilicce e Beilicce (2016)

Fonte: O Autor (2024).

Este código computacional é aplicado em pesquisas com variados objetivos a exemplo de análises de filtração em margem (Shamsuddin *et al.*, 2015; Mustafa *et al.*, 2016), análise de elevação/rebaixamento de lençol freático (Singh; Ghosh, 2020; Ghosh; Gupta; Ghosh, 2021), intrusão salina (Ahsan, 2019; Rahman *et al.*, 2019), além do transporte de contaminantes variados (Sousa *et al.*, 2012; Thomsen; Milosevic; Bjerg, 2012; Gzyl *et al.*, 2014; Zhang; Branam; Olyphant, 2017; Xu *et al.*, 2018), dentre eles os agrotóxicos (Beegum *et al.*, 2020).

Com a validação e comprovação da eficácia e aplicabilidade para a modelagem numérica em águas subterrâneas por meio desses e outros estudos, foram desenvolvidos softwares baseados no código Modflow, incluindo outros pacotes/funcionalidades. São exemplos de softwares: ModelMuse (Winston, 2024); Processing Modflow for Windows (PMWIN) (Chiang, 2005), Visual Modflow (Waterloo Hydrogeologic, 2019), Groundwater Modelling System (GMS) (Environmental Modeling Research Laboratory, 2006); FREE and open source tools for WATER resource management (FREEEWAT) (Rosetto; Bosi; Foglia, 2015); Finite Element Subsurface FLOW system (FEFLOW) (Surhone *et al.*, 2010) e SEAWAT (Guo; Langevin, 2002).

Especificamente o ModelMuse é um programa de simulação tridimensional baseado no código Modflow e resolvido pelo método das diferenças finitas. Nele há resolução de diversos problemas na modelagem de águas subterrâneas, por meio de módulos/pacotes que interagem diretamente com o código base em processo iterativo, a exemplo de dreno, evapotranspiração, lago, rio, poço e recarga. Além deles, há outros programas que são acoplados para resolver situações específicas do processo de modelagem, como é o caso de transporte de solutos, estimativa de parâmetros/calibração de dados (PEST).

Há vários códigos que simulam o transporte de solutos de forma tridimensional em águas subterrâneas. O MOC3D, foi criado baseado no MOC2D, e utiliza o método das

características para calcular as equações. Apesar de gerar resultados aceitáveis, pode sofrer de forma significativa pela junção de alguns parâmetros e condições de contorno (Konikow; Goode; Hornberger, 1996).

PMPATH (Chiang; Kinzelbach, 2003) é outro modelo de transporte advectivo, associado ao software PMWIN. Por sua vez, o MT3DMS, baseado no MT3D, é outra opção para modelar o transporte de solutos de forma eficiente, por meio de pacotes de reação adicionais (Zheng; Wang, 1999).

Por fim, há o Groundwater Transport Process (GWT), o qual se trata de um pacote criado para simular o transporte tridimensional e transiente de um único soluto por vez, entretanto, é possível que o modelo execute diversos modelos GWT na mesma simulação do MODFLOW 6 (Langevin *et al.*, 2022). Este pacote, derivado do MOC2D e MOC3D, simula:

(1) transporte advectivo, (2) os processos combinados de dispersão hidrodinâmica de dispersão mecânica dependente de velocidade e difusão molecular, (3) adsorção e absorção (coletivamente chamadas de sorção) de solutos pela matriz do aquífero, (4) transferência entre o domínio móvel e um ou mais domínios imóveis, (5) decaimento ou produção de soluto de primeira ou ordem zero, (6) mistura de fontes e sumidouros de água subterrânea e (7) adição direta de massa de soluto (Langevin *et al.*, 2022, p. 9, tradução nossa).

Segundo Paiva (2009), tal pacote pode ser utilizado para calcular a concentração de solutos/contaminantes, de forma conjunta a outros pacotes, entre aquífero e mananciais superficiais. Segundo Langevin *et al.* (2022), o transporte de massa dissolvido em água é descrito pela equação diferencial parcial que representa a conservação de massa do soluto, podendo ser descrita na forma que segue:

$$\frac{\partial(S_w\theta C)}{\partial t} = -\nabla \cdot (qC) + \nabla \cdot (S_w\theta D\nabla C) + q'_s C_s + M_s - \lambda_1\theta S_w C - y_1\theta S_w - f_m\rho b \frac{\partial(S_w\bar{C})}{\partial t} - \lambda_2 f_m\rho b S_w \bar{C} - y_2 f_m\rho b S_w - \sum_{im=1}^{nim} \zeta_{im} S_w (C - C_{im}) \quad (3)$$

Em que: S_w é a saturação por água (adimensional); θ é a porosidade efetiva (adimensional); C é a concentração do soluto (M/L^3); t é o tempo; q é o vetor de descarga específica (L/T); D é tensor de segunda ordem dos coeficientes de dispersão hidrodinâmica (L^2/T); q'_s é a taxa de fluxo volumétrico por unidade de volume do aquífero ($1/T$); C_s é a concentração volumétrica do soluto (M/L^3); M_s é a taxa de carga de massa de soluto por unidade de volume do aquífero (M/L^3T); λ_1 é o coeficiente de taxa de decaimento de primeira ordem para fase líquida ($1/T$); y_1 é coeficiente de taxa de decaimento de ordem zero para a fase líquida

(M/L³T); f_m é a fração de material sólido do aquífero disponível para troca de sorção com a fase móvel em condições totalmente saturadas; ρ_b é a densidade aparente do material do aquífero (M/L³); $\bar{C}$ é a concentração sorvida de massa de soluto no domínio móvel (M/M); λ_2 é o coeficiente de taxa de decaimento de primeira ordem (1/T) para a fase sorvida do domínio móvel; γ_2 é o coeficiente de taxa de decaimento de ordem zero para a fase sorvida do domínio móvel (M/MT); n_{im} é o número de domínios imóveis; ζ_{im} é o coeficiente de taxa para a transferência de massa entre o domínio móvel e o domínio imóvel; i_m (1/T); e C_{im} é a concentração de soluto para o domínio imóvel i_m (M/L³).

Ademais, a equação pode ser reescrita da forma que segue, de forma a representar os pacotes específicos do GWT:

$$\underbrace{\left[\frac{\partial(S_w \theta C)}{\partial t} - f_m \rho_b \frac{\partial(S_w \bar{C})}{\partial t} - \lambda_1 \theta S_w C - \gamma_1 \theta S_w - \lambda_2 f_m \rho_b S_w \bar{C} - \gamma_2 f_m \rho_b S_w \right]}_{\text{MST}} + \underbrace{-\nabla \cdot (qC)}_{\text{ADV}} + \underbrace{\nabla \cdot (S_w \theta D \nabla C)}_{\text{DSP}} + \underbrace{q'_s C_s}_{\text{SSM}} + \underbrace{M_s}_{\text{SRC}} - \underbrace{\sum_{im=1}^{n_{im}} \zeta_{im} S_w (C - C_{im})}_{\text{IST}} = 0 \quad (4)$$

Em que: MST é armazenamento e transferência móvel; ADV é advecção; DSP é dispersão; SSM é mistura de fonte/dreno; SRC é carga de fonte de massa; IST é armazenamento e transferência móvel.

Por fim, pelo fato de ser gratuito, robusto e possuir interface intuitiva, o ModelMuse está sendo bastante utilizado por pesquisadores ao redor do mundo e também foi escolhido para uso no presente estudo para executar o código Modflow, associado ao GWT para transporte de solutos.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Esta seção traz a caracterização da área em estudo, bem como os métodos e procedimentos aplicáveis às etapas da presente pesquisa, em um passo a passo descrito no fluxograma metodológico, conforme Figura 3.

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EM ESTUDO

A região banhada pelo rio Natuba possui grande importância no que tange ao abastecimento agrícola do município de Vitória de Santo Antão e também da capital estadual Recife. A produção é majoritariamente de cunho familiar, com participação dos membros da família em glebas, com cultivo de ciclo curto como as hortaliças coentro (*Coriandrum sativum* L.), cebolinha (*Allium schoenoprasum* L.) e alface (*Lactuca sativa* L.) (Figura 4), aproveitando-se a área de várzea ao redor do rio, rico em nutrientes (Nascimento, 2013; Marques, 2017). A área é o fornecedor mais importante de hortaliças folhosas para o Centro de Abastecimento e Logística de Pernambuco (CEASA PE) (Cunha, 2012; Marques, 2017; Silva *et al.*, 2017).

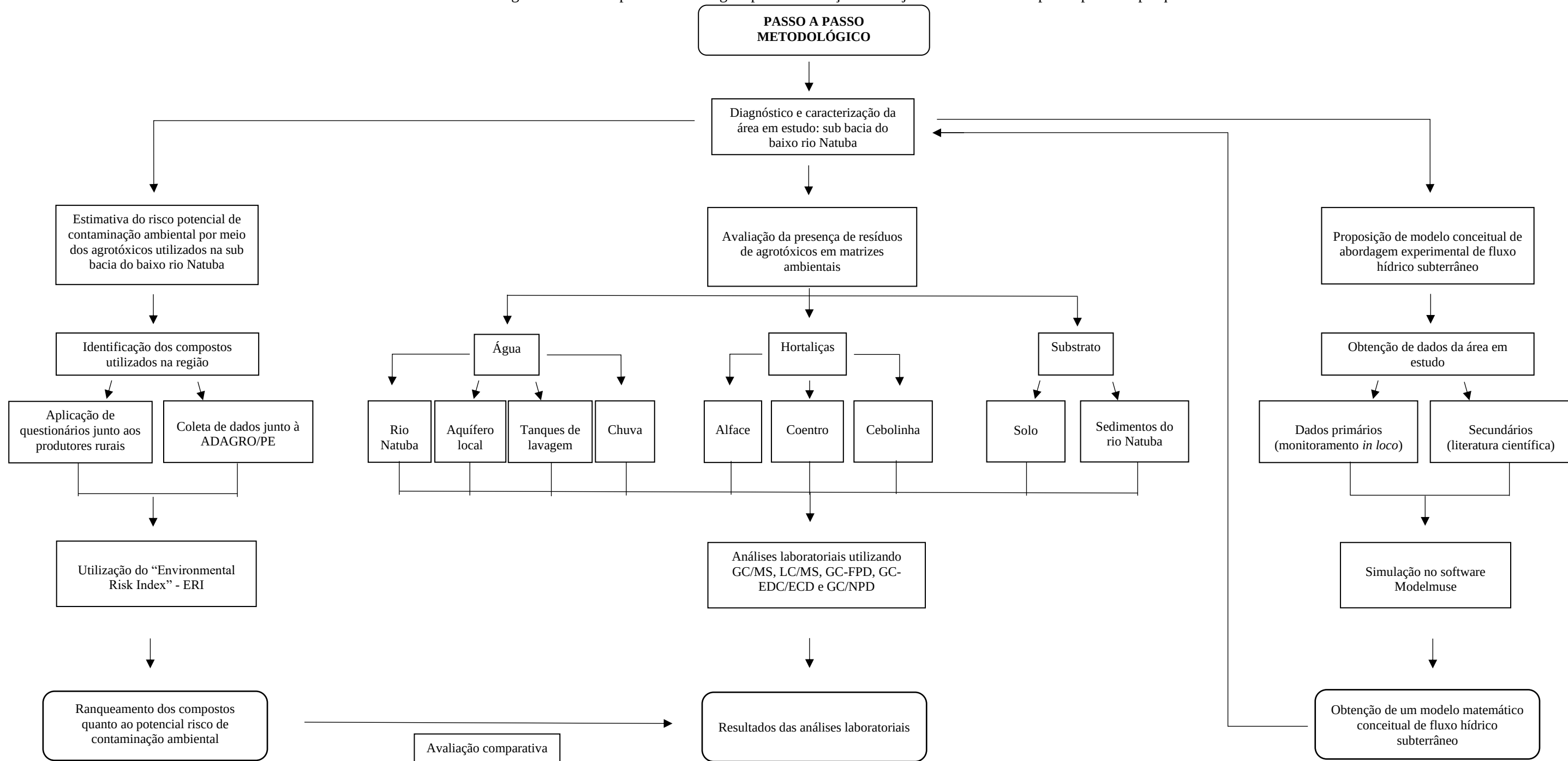
Figura 4 – Horticultura na região do baixo rio Natuba, município de Vitória de Santo Antão - Pernambuco



Fonte: O Autor (2024).

Este cultivo agrícola na região apresenta vários benefícios, dentre eles o fator cultural e histórico marcante, importância para economia local, a retenção das famílias no campo, além do escoamento da produção para os mercados local e regional (Brandão, 2013).

Figura 3 – Passo a passo metodológico para consecução dos objetivos estabelecidos para a presente pesquisa



Fonte: O Autor (2024).

Em regiões rurais do município, as associações, cooperativas ou atravessadores são utilizados visando à distribuição mais eficiente dos seus produtos (Silva, 2015). Apesar de ser estratégica para a região, a localidade utiliza agroquímicos de forma inadequada (Oliveira, 2014), sem armazenamento correto (Figura 5), sem uso dos Equipamentos de Proteção Individual (EPIs) (Figura 6), sem o respeito da dosagem correta, tempo de carência, bem como o limite das plantas, solo e corpo hídrico (Ribeiro, 2011; Nascimento, 2013; Marques, 2017), além disso, não houve estudos abrangentes, anteriores à inserção desse modelo agrícola, fato que comprometeu o desenvolvimento sustentável regional (Silva *et al.*, 2017).

Figura 5 – Armazenamento indevido de agrotóxicos em uma comunidade do baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão – Pernambuco



Fonte: O Autor (2024).

Figura 6 – Produtores rurais aplicando agrotóxicos sem o uso de EPI na comunidade do baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão – Pernambuco



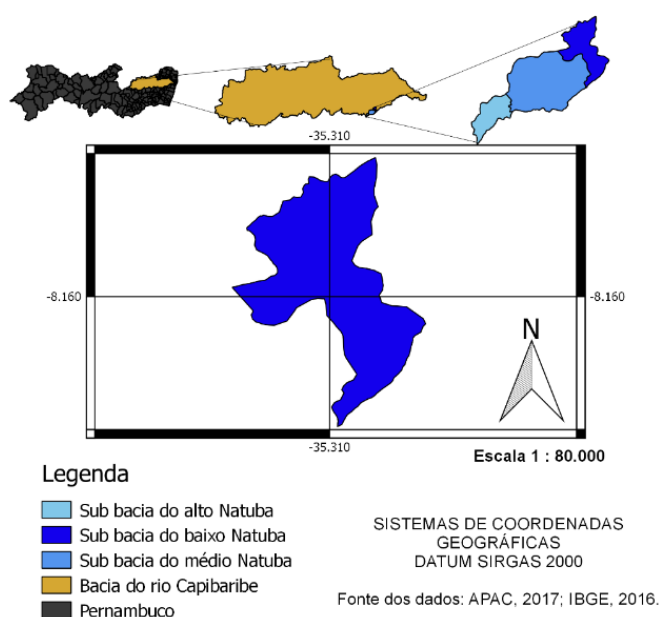
Fonte: O Autor (2024).

Trata-se de uma importante bacia no cenário hidrológico do estado de Pernambuco tendo em vista o seu uso para a manutenção da irrigação do polo de horticultura, presente às suas margens, além da vazão que gera para a barragem do Tapacurá (Albuquerque, 2010; Pereira, 2012; Marques, 2017), abastecendo parte da região metropolitana do Recife. Este perfil agrícola de proximidade a mananciais d'água utilizadas para abastecimento é algo recorrente em diversas outras áreas agrícolas no Brasil e exterior, fato que torna o estudo relevante para inferências que podem extrapolar a área atualmente pesquisada.

3.1.1 Localização

O rio Natuba nasce no município de Pombos, na região do alto Natuba (nas coordenadas UTM 0237280 E 9090994 N) e deságua em Vitória de Santo Antão (Braga; Silva, 2009), afluindo para o rio Tapacurá. Natuba está incluída na Unidade de Planejamento Hídrico 2 (UP2), que se refere à bacia hidrográfica do rio Capibaribe, localizada na parte oeste de Pernambuco, subdividindo-se em alto, médio e baixo. Dentro da região do baixo rio Natuba (Figura 7), a pesquisa se ateve a uma área de 3 hectares situada próxima à BR 232 (Figura 8) e ao antigo lixão de Vitória de Santo Antão, região alvo dos estudos de Nascimento (2013) e Marques (2017).

Figura 7 – Delimitação dentro da sub-bacia do rio Natuba para a área de interesse



Fonte: O Autor (2024).

Figura 8 – Vista aérea da área de interesse na sub bacia do baixo rio Natuba, município de Vitória de Santo Antão-Pernambuco



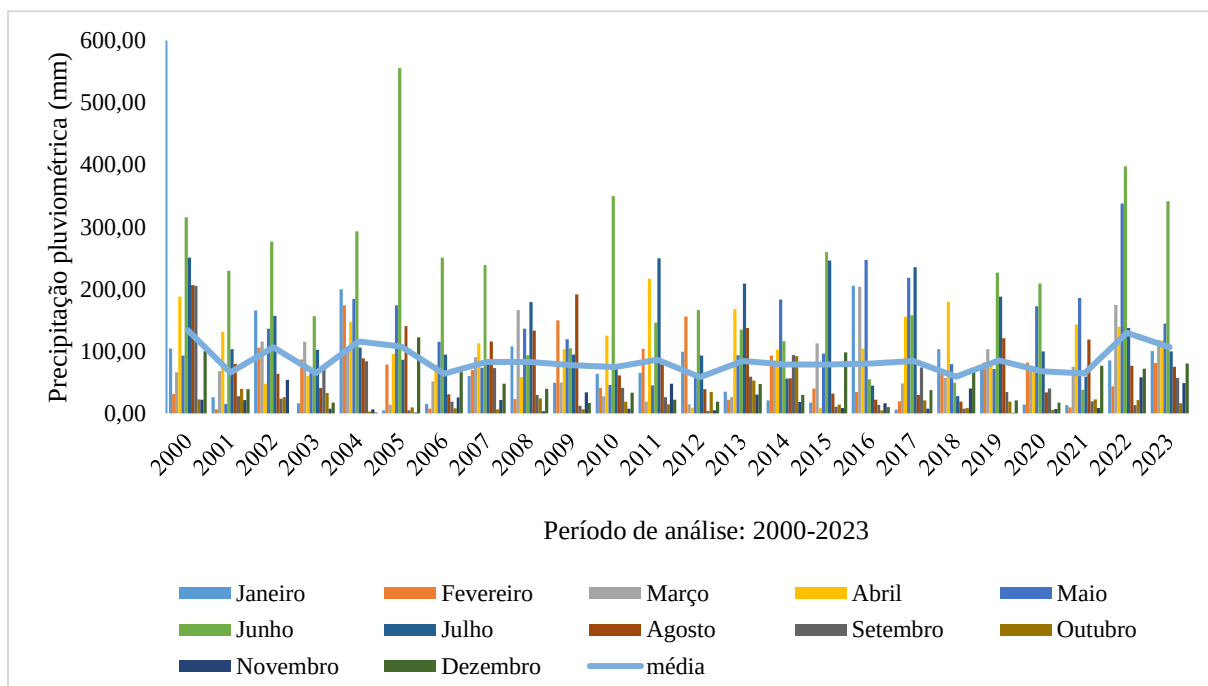
Fonte: O Autor (2024).

3.1.2 Clima

O clima do município de Vitória de Santo Antão é tropical chuvoso (verão seco) (CPRM, 2005) do tipo As, conforme classificação de Köppen (1948). Percebe-se que o regime de chuvas da região se dá com período de alta pluviosidade entre os meses de março a agosto (com destaque para os meses de junho e julho) e, abaixo de 100 mm, entre setembro e fevereiro (Ribeiro; Souza, 2018). A região do baixo rio Natuba contempla uma precipitação que ocorre, cerca de 70%, durante os meses de março-julho, fato que intensifica algumas problemáticas ambientais como a lixiviação e *run off* (Cavalcanti; Ferreira; Nascimento, 2010).

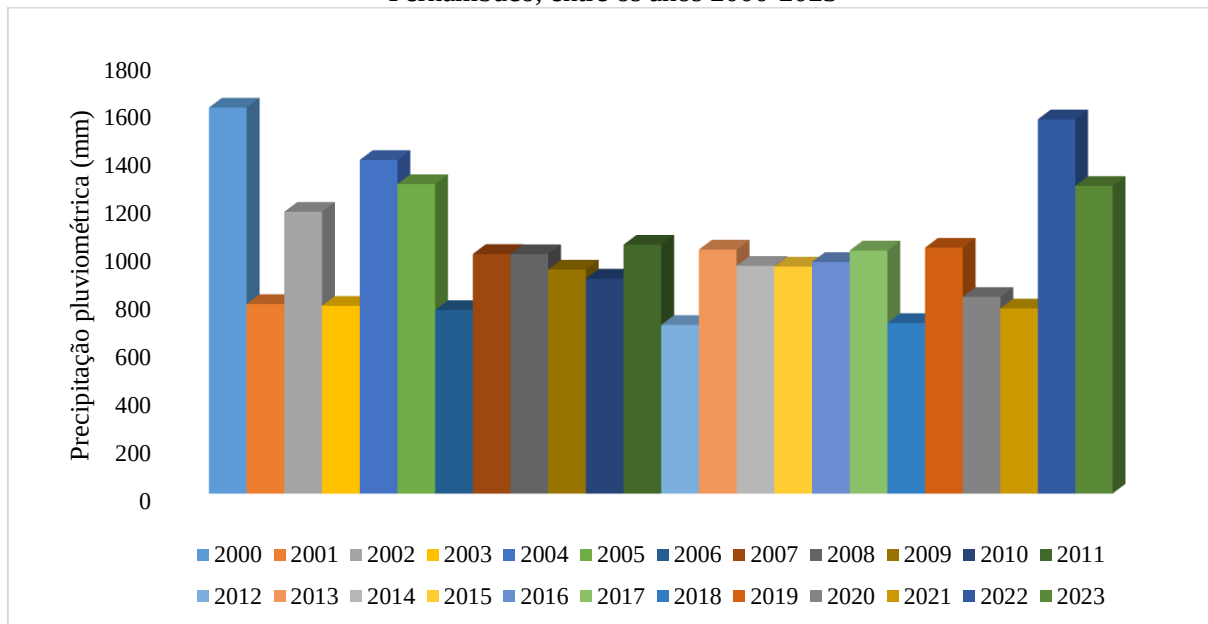
Para uma melhor caracterização da região no que se refere ao seu clima, dados climáticos aqui relatados foram obtidos por meio da Estação Meteorológica de Vitória de Santo Antão/PE da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC), a saber: precipitação para os valores acumulados mensais de precipitação no período entre 01/01/2000 a 31/12/2023 (Figuras 9 e 10) e as médias mensais para pressão atmosférica, temperatura, umidade relativa do ar, temperatura do solo, umidade do solo e velocidade do vento para o interstício de abril/2013 a outubro/2024 (Tabela 4). O período de 2013 a 2024 se refere ao intervalo de tempo em que a APAC detém os dados completos em ordem para consulta das variáveis citadas. Os dados do período anterior a abril/2013 não estão organizados e ordenados.

Figura 9 – Acumulado mensal para precipitação no município de Vitória de Santo Antão – Pernambuco entre os anos 2000-2023



Fonte: APAC (2024).

Figura 10 – Acumulado anual para precipitação no município de Vitória de Santo Antão – Pernambuco, entre os anos 2000-2023



Fonte: APAC (2024).

A precipitação acumulada anual no município variou entre 700,40 mm (mínimo) a 1.606,10 mm (máximo) entre 2000-2023 com média de 1015,16 e coeficiente de variação (CV) de 24,73 durante o referido período. Além disso, entre 2013 e 2024, analisando a umidade do solo percebeu-se $CV=20,16$, indicando maior variação desses dados no decorrer dos meses, em detrimento dos outros parâmetros.

Tabela 4 – Média mensal para os parâmetros pressão atmosférica, temperatura, umidade, temperatura do solo, umidade do solo e velocidade do vento para o município de Vitória de Santo Antão – Pernambuco, período de 2013 a 2024

Nome da estação de monitoramento	Mês do monitoramento	Pressão atmosférica (hPa)	Temperatura (°C)	Umidade (%)	Temperatura solo (°C)	Umidade solo (m³/m³)	Continua
							Velocidade vento (m/s)
Vitória de Santo Antão	04/2013	993,48	24,74	84,38	27,56	0,66	1,43
	05/2013	994,19	24,57	80,74	27,92	0,60	1,51
	06/2013	995,17	23,64	82,70	26,98	0,48	1,51
	07/2013	996,34	22,89	81,94	26,15	0,54	1,57
	08/2013	995,91	22,77	81,09	26,38	0,57	1,69
	09/2013	994,51	23,34	78,66	27,13	0,62	1,83
	10/2013	990,43	24,17	76,76	28,44	0,54	1,92
	11/2013	984,16	24,70	73,45	28,98	0,65	2,75
	12/2013	975,08	25,38	73,35	30,55	0,57	2,27
	01/2014	984,02	25,15	70,39	31,04	0,48	2,84
	02/2014	986,64	24,75	75,68	29,23	0,72	1,84
	03/2014	982,68	25,37	75,52	30,32	0,64	1,74
	04/2014	992,91	25,85	76,86	31,12	0,59	1,64
	05/2014	993,82	24,29	81,48	27,57	0,72	1,60
	06/2014	994,06	23,68	80,78	26,48	0,77	1,69
	07/2014	997,92	23,11	79,13	26,13	0,70	1,70
	08/2014	997,41	22,75	78,55	26,13	0,69	1,75
	09/2014	992,03	23,36	78,58	26,84	0,83	2,09
	10/2014	989,99	24,22	76,79	27,89	0,80	2,41
	11/2014	986,44	24,46	73,97	28,95	0,72	2,51
	12/2014	982,82	24,79	73,37	30,30	0,70	2,05
	01/2015	990,95	25,73	70,94	32,73	0,66	2,58
	02/2015	978,48	26,07	68,75	32,90	0,83	2,89
	03/2015	980,12	25,85	75,81	30,91	0,64	1,72
	04/2015	990,42	26,31	73,07	31,94	0,54	1,77
	05/2015	992,91	25,64	75,64	30,71	0,59	1,65
	06/2015	996,53	23,68	82,72	27,02	0,81	1,50

Tabela 4 – Média mensal para os parâmetros pressão atmosférica, temperatura, umidade, temperatura do solo, umidade do solo e velocidade do vento para o município de Vitória de Santo Antão – Pernambuco, período de 2013 a 2024

Nome da estação de monitoramento	Mês do monitoramento	Pressão atmosférica (hPa)	Temperatura (°C)	Umidade (%)	Temperatura solo (°C)	Umidade solo (m³/m³)	Continuação
							Velocidade vento (m/s)
Vitória de Santo Antão	07/2015	968,47	23,03	83,65	26,73	0,89	3,03
	08/2015	996,77	23,08	77,90	26,32	0,76	1,73
	09/2015	993,43	24,12	73,28	29,98	0,57	1,94
	10/2015	990,24	24,48	72,08	31,27	0,70	2,05
	11/2015	982,28	25,24	68,90	33,46	0,62	2,72
	12/2015	993,07	25,62	72,40	32,93	0,63	2,25
	01/2016	984,31	25,72	80,51	29,41	0,69	2,61
	02/2016	989,56	25,42	77,03	29,67	0,63	1,72
	03/2016	993,02	25,58	80,38	29,99	0,65	1,58
	04/2016	993,66	25,35	81,04	29,05	0,66	1,56
	05/2016	995,53	24,51	82,34	27,94	0,67	1,46
	06/2016	997,01	23,70	82,04	27,00	0,63	1,54
	07/2016	995,82	22,94	80,58	26,39	0,55	1,71
	08/2016	997,55	23,24	76,46	27,80	0,48	1,88
	09/2016	996,73	24,27	73,74	29,87	0,47	1,90
	10/2016	994,60	25,35	71,05	33,33	0,42	2,19
	11/2016	993,58	25,92	71,57	33,81	0,42	2,21
	12/2016	993,19	26,34	70,68	34,70	0,39	2,18
	01/2017	993,41	26,50	69,29	35,13	0,37	2,04
	02/2017	992,91	26,57	70,67	34,35	0,39	1,94
	03/2017	992,74	26,59	74,28	33,20	0,50	1,81
	04/2017	993,62	27,26	72,46	35,17	0,45	1,70
	05/2017	994,41	26,43	83,82	28,54	0,68	1,50
	06/2017	995,78	25,52	84,97	27,33	0,73	1,71
	07/2017	998,18	23,52	86,34	25,22	0,85	2,07
	08/2017	997,07	24,64	81,38	26,06	0,64	1,69

Tabela 4 – Média mensal para os parâmetros pressão atmosférica, temperatura, umidade, temperatura do solo, umidade do solo e velocidade do vento para o município de Vitória de Santo Antão – Pernambuco, período de 2013 a 2024

Nome da estação de monitoramento	Mês do monitoramento	Pressão atmosférica (HPa)	Temperatura (°C)	Umidade (%)	Temperatura solo (°C)	Umidade solo (m³/m³)	Continuação
							Velocidade vento (m/s)
Vitória de Santo Antão	09/2017	-	-	-	-	-	-
	10/2017	-	-	-	-	-	-
	11/2017	993,34	27,05	74,53	32,01	0,37	2,02
	12/2017	993,02	27,83	75,31	32,56	0,41	2,11
	01/2018	993,17	27,46	78,42	31,30	0,51	1,79
	02/2018	992,40	27,36	80,99	29,82	0,53	1,69
	03/2018	992,78	27,44	80,57	31,61	0,45	1,72
	04/2018	994,00	26,14	85,46	28,27	0,70	1,47
	05/2018	994,82	26,08	83,02	27,60	0,66	1,60
	06/2018	996,76	25,08	86,22	26,53	0,64	1,58
	07/2018	996,60	21,80	-	26,20	0,50	1,40
	08/2018	997,55	25,21	46,62	27,63	0,45	1,82
	09/2018	995,54	26,11	37,74	29,70	0,44	1,98
	10/2018	994,28	27,48	35,42	33,46	0,45	2,12
	11/2018	-	-	-	-	-	-
	12/2018	994,37	28,06	-	32,84	0,55	1,95
	01/2019	993,70	24,60	-	30,40	0,51	0,60
	02/2019	993,02	28,19	32,20	31,48	0,61	1,58
	03/2019	993,25	28,17	-	31,93	0,57	1,63
	04/2019	993,23	27,64	66,14	29,90	0,62	1,50
	05/2019	993,85	27,14	65,94	28,87	0,61	1,48
	06/2019	996,56	25,45	64,43	27,09	0,67	1,63
	07/2019	996,72	24,44	63,40	26,36	0,80	1,56
	08/2019	998,44	24,25	63,20	26,18	0,87	1,72
	09/2019	996,61	25,37	64,18	27,17	0,74	1,70

Tabela 4 – Média mensal para os parâmetros pressão atmosférica, temperatura, umidade, temperatura do solo, umidade do solo e velocidade do vento para o município de Vitória de Santo Antão – Pernambuco, período de 2013 a 2024

Nome da estação de monitoramento	Mês do monitoramento	Pressão atmosférica (HPa)	Temperatura (°C)	Umidade (%)	Temperatura solo (°C)	Umidade solo (m³/m³)	Continuação
							Velocidade vento (m/s)
Vitória de Santo Antão	10/2019	994,75	26,58	65,19	29,81	0,62	1,84
	11/2019	992,96	27,84	66,29	33,47	0,51	1,91
	12/2019	993,12	28,13	66,60	33,58	0,49	1,92
	01/2020	993,13	28,81	67,27	34,10	0,47	1,80
	02/2020	993,11	29,25	67,74	33,84	0,52	1,80
	03/2020	992,58	28,71	67,31	32,07	0,55	1,59
	04/2020	993,56	27,90	66,59	30,47	0,55	1,46
	05/2020	994,84	26,94	75,18	28,79	0,61	1,46
	06/2020	995,66	25,64	87,42	27,19	0,76	1,57
	07/2020	996,07	24,69	85,21	26,05	0,79	1,65
	08/2020	996,60	24,73	82,71	26,22	0,65	1,78
	09/2020	996,22	25,39	81,40	27,23	0,57	1,79
	10/2020	994,40	27,14	78,65	30,27	0,46	1,95
	11/2020	993,46	28,13	76,67	32,23	0,43	2,21
	12/2020	993,62	27,82	77,08	32,17	0,43	2,19
	01/2021	992,99	27,91	77,83	32,46	0,43	2,04
	02/2021	992,58	28,39	77,40	33,53	0,45	2,05
	03/2021	992,70	27,88	81,64	31,89	0,56	1,82
	04/2021	993,07	27,19	86,61	29,75	0,65	1,59
	05/2021	994,71	25,91	88,99	28,01	0,71	1,50
	06/2021	995,66	25,04	88,16	26,94	0,66	1,67
	07/2021	997,23	25,02	87,42	26,87	0,60	1,62
	08/2021	997,00	24,15	89,40	26,46	0,80	1,80
	09/2021	996,04	25,84	84,52	28,01	0,69	1,77
	10/2021	994,18	27,21	81,64	30,80	0,57	2,01

Tabela 4 – Média mensal para os parâmetros pressão atmosférica, temperatura, umidade, temperatura do solo, umidade do solo e velocidade do vento para o município de Vitória de Santo Antão – Pernambuco, período de 2013 a 2024

Nome da estação de monitoramento	Mês do monitoramento	Pressão atmosférica (hPa)	Temperatura (°C)	Umidade (%)	Temperatura solo (°C)	Umidade solo (m³/m³)	Continuação
							Velocidade vento (m/s)
Vitória de Santo Antão	11/2021	992,57	28,55	78,71	33,34	0,54	2,26
	12/2021	992,17	28,03	83,12	31,31	0,62	2,15
	01/2022	993,13	27,66	84,16	30,41	0,64	1,79
	02/2022	992,55	27,99	81,98	31,12	0,57	1,91
	03/2022	991,99	27,58	87,34	30,15	0,61	1,61
	04/2022	992,61	26,92	88,55	29,16	0,73	1,50
	05/2022	994,56	25,98	91,98	27,86	0,78	1,50
	06/2022	994,80	25,13	99,00	26,47	0,86	1,56
	07/2022	996,18	24,54	86,09	26,21	0,86	1,72
	08/2022	996,68	24,29	84,71	25,98	0,75	1,72
	09/2022	996,08	25,29	81,25	26,92	0,59	1,79
	10/2022	994,65	26,74	80,08	28,59	0,52	1,97
	11/2022	992,89	27,15	82,64	28,99	0,56	1,88
	12/2022	992,84	27,58	81,03	29,46	0,55	1,99
	01/2023	993,44	27,72	76,36	29,29	0,53	1,96
	02/2023	993,03	27,74	84,55	29,67	0,63	1,74
	03/2023	993,22	27,63	83,60	29,49	0,58	1,66
	04/2023	992,58	27,18	87,97	28,90	0,67	1,39
	05/2023	994,44	26,80	89,24	28,45	0,71	1,45
	06/2023	996,30	25,30	91,44	27,24	0,76	1,46
	07/2023	997,42	25,03	89,02	26,63	0,69	1,56
	08/2023	996,47	25,10	88,08	26,68	0,57	1,54
	09/2023	996,07	25,53	87,69	27,47	0,54	1,72
	10/2023	994,47	27,21	80,70	30,34	0,44	1,88
	11/2023	993,66	27,95	80,37	31,60	0,48	1,96

Tabela 4 – Média mensal para os parâmetros pressão atmosférica, temperatura, umidade, temperatura do solo, umidade do solo e velocidade do vento para o município de Vitória de Santo Antão – Pernambuco, período de 2013 a 2024

Nome da estação de monitoramento	Mês do monitoramento	Pressão atmosférica (HPa)	Temperatura (°C)	Umidade (%)	Temperatura solo (°C)	Umidade solo (m³/m³)	Conclusão
							Velocidade vento (m/s)
Vitória de Santo Antão	12/2023	991,70	35,40	68,00	31,70	0,51	2,10
	01/2024	993,74	28,85	82,86	31,20	0,53	1,86
	02/2024	993,52	29,29	83,31	32,08	0,52	1,83
	03/2024	992,69	29,15	85,25	31,10	0,54	1,60
	04/2024	992,30	28,46	87,27	30,15	0,60	1,45
	05/2024	993,93	26,98	89,02	28,95	0,72	1,41
	06/2024	995,86	25,69	90,71	27,69	0,89	1,49
	07/2024	997,88	24,79	88,40	26,83	0,83	1,67
	08/2024	997,73	24,73	85,09	26,54	0,59	1,67
	09/2024	996,69	25,53	82,53	27,67	0,53	1,80
	10/2024	995,13	27,28	78,58	30,74	0,47	1,94
Média do período		993,21	26,00	77,80	29,49	0,61	1,82

Fonte: APAC (2024).

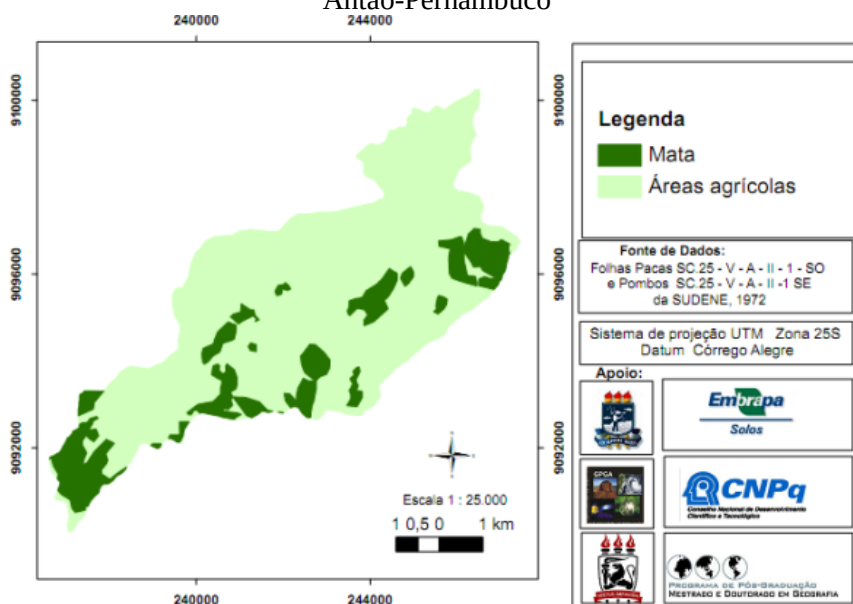
Neste sentido, a partir da percepção da alta variação dos valores de precipitação e umidade do solo e da informação descrita por autores (Nascimento, 2013; Marques, 2017), é possível afirmar que a agricultura local mantém sua produtividade, nos meses em que há baixa incidência de chuvas, por meio da irrigação, tendo em vista a inconstância de tais parâmetros.

3.1.3 Relevo e cobertura vegetal

O município de Vitória de Santo Antão-Pernambuco possui cota altimétrica de 156 metros e relevo predominado pelas superfícies trabalhadas, conhecidas também como “mar de morros” (CPRM, 2005). Estas, por sua vez, apresentam-se como um aglomerado de morros, dissecados em suas interseções, fato que o faz ser conhecido também como “meias-laranja” (Marques, 2017).

A cobertura vegetal da região em que se insere a sub bacia do baixo Natuba se trata, majoritariamente, de floresta subperenifólia com partes de subcaducifólia (CPRM, 2005). Entretanto, Silva (2011) ressalta que boa parte da mata foi retirada para implantação de agricultura. Pouca parcela do baixo Natuba possui remanescente de vegetação (Figura 11).

Figura 11 – Remanescente de vegetação na sub bacia do rio Natuba (Pernambuco), Vitória de Santo Antão-Pernambuco

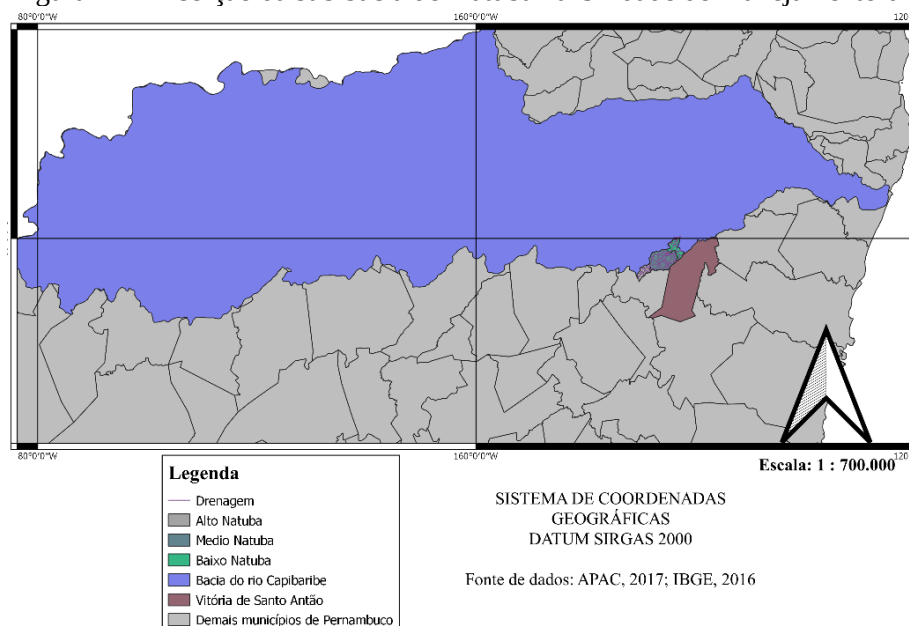


Fonte: Silva (2011).

3.1.4 Hidrografia e qualidade das águas

Conforme já tratado nessa seção, o objeto deste estudo encontra-se delimitado pela sub bacia do Natuba que, por sua vez, está incluída na bacia do rio Tapacurá e, esta última, na UP02- Bacia do rio Capibaribe. Sua bacia drena uma área de 38,79 km², desse total, 9,06 km² corresponde ao baixo Natuba (Silva, 2011) (Figura 12).

Figura 12 – Inserção da sub bacia do Natuba na Unidade de Planejamento 02



Fonte: O Autor (2024).

Quanto às características morfométricas (Tabela 5), a sub bacia do Natuba se destaca por possuir densidade de drenagem maior que a densidade hidrográfica, fato que indica forte controle estrutural com canais mais retilíneos que, consequentemente, pressupõe velocidade de fluxo maior que o normal. Esta realidade se opõe aos resultados do coeficiente de compacidade ($K_c = 1,75$) e índice de circularidade ($I_c = 0,33$) encontrados para a bacia que, inicialmente, indicariam baixa propensão a cheias momentâneas. Entretanto, os canais mais retilíneos, associado à zona de cisalhamento em que ela se encontra, faz com que essas cheias sejam possíveis na área e costumam acontecer todo o inverno (Silva *et al.*, 2017).

A qualidade de suas águas (superficiais e subterrâneas), por sua vez, foi alvo de estudos de Nascimento (2013) quanto à presença de resíduos de agrotóxicos (Tabela 6), a partir de análise multirresíduos, em 24 poços de monitoramento e em 3 seções do rio Natuba e a maior parte das amostras indicou presença de resíduos dos contaminantes. Com relação à qualidade microbiológica da água utilizada para lavagem das hortaliças pós colheita, Nascimento (2013)

identificou contaminação pela presença de coliformes termotolerantes (coliformes totais e *escherichia coli*) nos 10 tanques de lavagem das hortaliças, em todas as amostras analisadas, conforme metodologia utilizada pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA, 2013).

Tabela 5 – Parâmetros morfométricos da sub bacia do Natuba, município de Vitória de Santo Antão- Pernambuco

Parâmetros	Unidade de medida	Valor
Área	km ²	38,79
Perímetro	km	38,21
Comprimento verdadeiro	km	17,4
Comprimento vetorial	km	13,3
Extensão do percurso superficial	m	17
Coeficiente de manutenção	m ² /m	1,24
Densidade de drenagem	km/km ²	2,96
Densidade hidrográfica	rios/km ²	1,93
Índice de circularidade	-	0,33
Coeficiente de compacidade	-	1,75

Fonte: Silva *et al.* (2017).

Tabela 6 – Resultados das análises dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos para presença de resíduos de agrotóxicos no baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão – Pernambuco

Continua

Matriz analisada	Local de análise	Ingrediente ativo encontrado	Concentração µg/L	Concentração permitida µg/L
Água superficial	Amostra 01	Azoxistrobina	0,1	0,1
		Malathion	0,08	0,1
		Tebuconazole	0,04	180
	Amostra 02	Azoxistrobina	0,15	0,1
		Malathion	0,08	0,1
		Tebuconazole	0,1	180
	Amostra 03	Azoxistrobina	0,1	0,1
		Malathion	0,08	0,1
		Tebuconazole	0,04	180
Matriz analisada	Local de análise	Ingrediente ativo encontrado	Concentração µg/L	Concentração permitida µg/L
Água subterrânea	P 01	Azoxistrobina	0,28	0,1
		Tebuconazole	0,13	180
	P 02	Azoxistrobina	0,44	0,1
		Tebuconazole	0,16	180
	P 03	Azoxistrobina	0,58	0,1
		Tebuconazole	0,16	180
	P 04	Azoxistrobina	0,47	0,1
		Tebuconazole	0,22	180
	P 05	Azoxistrobina	0,92	0,1
		Tebuconazole	0,35	180
	P 06	Azoxistrobina	0,65	0,1
		Tebuconazole	0,24	180
	P 07	-	-	-
	P 08	-	-	-
	P 09	-	-	-
	P 10	-	-	-
	P 11	Azoxistrobina	0,03	0,1
		Imidacloprido	0,03	0,1

Tabela 6 – Resultados das análises dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos para presença de resíduos de agrotóxicos no baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão – Pernambuco

				Conclusão
Matriz analisada	Local de análise	Ingrediente ativo encontrado	Concentração µg/L	Concentração permitida µg/L
Água subterrânea	P 12	Azoxistrobina	0,04	0,1
		Fentoato	0,03	0,1
	P 13	-	-	-
	P 14	Azoxistrobina	0,03	0,1
	P 15	-	-	-
	P 16	Azoxistrobina	0,44	0,1
		Tebuconazole	0,06	180
	P 17	Azoxistrobina	0,83	0,1
		Tebuconazole	0,07	180
	P 18	Azoxistrobina	0,19	0,1
	P 19	Tebuconazole	0,03	180
	P 20	Azoxistrobina	0,21	0,1
		Tebuconazole	0,23	180
	P 21	Azoxistrobina	0,47	0,1
		Tebuconazole	0,39	180
	P 22	Azoxistrobina	0,93	0,1
		Tebuconazole	0,08	180
	P 23	Azoxistrobina	0,1	0,1
	P 24	Tebuconazole	0,52	180
		Azoxistrobina	0,28	0,1

Fonte: Nascimento (2013).

Por sua vez, Cunha Filho *et al.* (2014) analisaram metais pesados no rio Natuba, em diferentes épocas e localidades do rio Natuba, e, após análise das amostras filtradas e analisadas por meio de espectrometria de emissão ótica, detectaram resíduos dos metais manganês e zinco, em concentrações permitidas pela Resolução CONAMA n. 357/2005, e ferro acima do estabelecido pela mesma normativa em sua faixa de utilização. A explicação dada pelos autores para esses resultados na localidade é a utilização de fertilizantes e agrotóxicos (zinco) e o fato de a constituição dos solos da região compor óxidos de manganês e ferro em sua formação.

Corroborando com o exposto, Souza *et al.* (2009) assinalam ainda que algumas atividades exercidas a montante da sub bacia hidrográfica do Natuba são determinantes para sua qualidade, são elas: casas de farinha, matadouros, despejos de efluentes domésticos, mau uso da terra (desencadeando processos erosivos), além do uso desenfreado de agrotóxicos. Essa situação é agravada, pela retirada da vegetação que impacta diretamente na vazão da bacia.

3.1.5 Geologia e hidrogeologia

A sub bacia é composta por alguns tipos de solos, dentre os quais se destacam, em áreas de várzea, com mais quantidade de nutrientes para as plantas: os gleissolos e neossolos flúvicos

e, em locais de encostas e topos que são geralmente mais pobres: os argissolos e latossolos (Barbosa Neto, 2011; Araújo Filho *et al.*, 2013).

Apesar de existir em menor parcela na sub bacia, o neossolo flúvico é predominante na região em estudo (Araújo Filho *et al.*, 2013) e se caracteriza pela heterogeneidade e pela sedimentação aluvial e, portanto, suas características texturais, físicas e químicas são variadas (Silva; Oliveira Neto, 2021).

Na região de Natuba, assim como é tendência nas regiões de clima tropical, a formação dos solos é mais rápida se comparada a outras regiões do planeta devido a maior temperatura e ação de microorganismos (Ventura, 2013; Silva *et al.*, 2017). Neste sentido, a geologia da sub bacia hidrográfica foi descrita e espacializada por CPRM (2001). Segundo este autor, os complexos geológicos que formam a sub bacia do Natuba são My4sm (rochas metaplutônicas - leucogranitóides), Mbf (complexo Belém de São Francisco – ortognaisses e migmatitos), Ny3m (suíte magmática – monzonitos e granodioritos), Ny3qd (suíte magmática – quartzolitos). Cabe destacar que, dentre estes, há preponderância no baixo Natuba de Ny3m e Ny3qd. De forma mais específica para a região de estudo, considerou-se somente o complexo Ny3qd, tendo em vista que esta área está totalmente abrangida por esta formação geológica.

O complexo geológico Ny3qd foi formado, no período neoproterozóico, por suítes magmáticas de quartzodioritos, variando para biotita granodioritos, monzogranitos e paramonzodioritos (CPRM, 2001). Quanto à classificação do domínio hidrogeológico, está inserido no domínio fissural, composta por rochas de embasamento cristalino que armazenam água, preferencialmente, nas fissuras (Marques, 2017), geralmente pequenos e não contínuos (ANA, 2007) e, dentre os tipos de aquíferos fissurais é o que apresenta menor potencial hidrogeológico (Pechta; Vasconcelos, 2018).

ANA (2007) ressalta ainda que este domínio, por causa da baixa circulação de água, é muitas vezes caracterizado pelas águas salinizadas. Corroborando com esta tese, CPRM (2005) avaliando poços, em sua maioria atingindo o embasamento cristalino do município de Vitória de Santo Antão, identificou que cerca 43% deles são salobros/salinos.

Esse entendimento é importante, uma vez que as interfaces água e solo estão imbricadas, sendo assim, a devida compreensão da geologia/hidrogeologia da região do baixo Natuba implica em uma melhor percepção dos resultados alcançados a partir deste estudo.

3.2 AVALIAÇÃO DA POTENCIALIDADE DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR AGROTÓXICOS NA SUB BACIA DO RIO NATUBA

Visando fornecer uma visão inicial a respeito dos riscos de utilização dos agrotóxicos na comunidade de Natuba, foram coletadas informações de receituários agrônômicos advindos de algumas casas de revenda agropecuária cadastradas pela ADAGRO em todo o município de Vitória de Santo Antão-PE, tendo em vista a impossibilidade de delimitar esses receituários por microrregião da cidade. Foram considerados uma amostra de 1375 receituários, coletados dentre os documentos emitidos para compra no município, em duas das 4 casas agropecuárias que detinham os receituários para consulta, para os anos 2022 e 2023.

De posse da lista dos compostos comercializados no município, comparou-se aos ingredientes ativos listados pelos produtores rurais nos questionários (seção seguinte) (Tabela 7) e percebeu-se que estes últimos já estavam todos contidos na listagem inicial advinda dos receituários.

A partir dessas informações, aplicou-se o *Environmental Risk Index* (ERI) (Alister; Kogan, 2006) que se trata de um modelo matemático do tipo *screening* que, avaliando diversos parâmetros relacionados ao composto, indicam a probabilidade de contaminação do meio ambiente. Apesar de simples, Gebler e Fialho (2011) comentam que este modelo matemático oferece respostas coerentes para o risco ambiental do uso de agrotóxicos em áreas agrícolas.

Labite, Butler e Cummins (2011) ao avaliar 19 índices distintos de avaliação de risco ambiental pelo uso de agrotóxicos, classificaram o ERI como de fácil utilização, que fornece uma clara distinção entre os compostos para efeito comparativo e pode ser aplicado em diversos níveis de escala (do micro para o macro). Além disso, o índice ERI já foi utilizado em estudo na Argentina (Agost; Angel-Velázquez, 2020) e foi adaptado para situações específicas como para indicar contaminação pontual em locais de abastecimento de pulverizadores de agrotóxicos (Gebler, 2011).

A equação linear que traduz o modelo ERI está descrita abaixo (Equação 5):

$$\text{ERI} = (\text{P} + \text{L} + \text{V} + \text{TP}) * \text{D} \quad (5)$$

Em que P: a persistência do agrotóxico no solo (DT_{50} no solo); L: capacidade de lixiviação (índice LIX); V: capacidade de volatilização (pressão de vapor); TP: perfil toxicológico; D: dose de aplicação do composto (kg ia ha^{-1}).

Tabela 7 – Ingredientes ativos comercializados em Vitória de Santo Antão – Pernambuco (compostos utilizados em Natuba destacados em cinza)

Continua

Ranking de utilização	Princípio ativo	Marcas comerciais associadas	Quantidade comercializada (Kg ou L)	Percentual em relação ao total analisado (%)	Maior dosagem aprovada (L/ha ou Kg/ha)	Percentual do IE na composição (%)	Dosagem (kg ia/ha)	Maior dosagem (kg ia/ha)
1º	Glifosato	Crucial	6330,7	70,86%	5	69,86%	3,493	3,493
		Glifosato 480 SL Alamos			5	48,00%	2,4	
		Nufosate			6	48,00%	2,88	
		Nufosate BR			5	48,00%	2,4	
		Roundup Original DI			6	44,50%	2,67	
		Roundup Original Mais			4,5	57,70%	2,5965	
		Roundup WG			3,5	79,25%	2,77375	
		Sumô			5	48,00%	2,4	
		Zapp QI 620			4,2	62,00%	2,604	
2º	2,4 D	2,4 D 806 SL Alamos	782	8,75%	2	80,60%	1,612	2,821
		2,4 D Nortox			3,5	80,60%	2,821	
		Aminol 806			2	80,60%	1,612	
		Artys			5	28,90%	1,445	
		Dma 806 BR			2	80,60%	1,612	
		Jaguar			2,5	59,69%	1,49225	
		Jaguar Ultra S			2	48,19%	0,9638	
		Norton			5	40,20%	2,01	
		Pampa			6	40,60%	2,436	
		Tordon			6	40,20%	2,412	
		Tordon Ultra S			2	48,19%	0,9638	
		Tucson			5	40,60%	2,03	
		U 46 BR			3,5	80,60%	2,821	
		Quallis			5	40,20%	2,01	
		Demolidor BR			3	48,80%	1,464	
3º	Diurom	Diox	377,35	4,22%	6,4	50,00%	3,2	3,2
		Diurom Nortox 500 SC			6,4	50,00%	3,2	

Tabela 7 – Ingredientes ativos comercializados em Vitória de Santo Antão – Pernambuco (compostos utilizados em Natuba destacados em cinza)

								Continuação
Ranking de utilização	Princípio ativo	Marcas comerciais associadas	Quantidade comercializada (Kg ou L)	Percentual em relação ao total analisado (%)	Maior dosagem aprovada (L/ha ou Kg/ha)	Percentual do IE na composição (%)	Dosagem (kg ia/ha)	Maior dosagem (kg ia/ha)
3º	Diurom	Hexazinona D Nortox	377,35	4,22%	3	46,80%	1,404	3,2
		Jump			3,5	53,30%	1,8655	
		Velbow			3	46,80%	1,404	
		Velpar K WG			3	46,80%	1,404	
4º	Hexazinona	Demolidor BR	215	2,41%	3	14,20%	0,426	0,426
		Velpar K WG			3	13,20%	0,396	
		Hexazinona D Nortox			3	13,20%	0,396	
		Jump			3,5	6,70%	0,2345	
		Velbow			3	13,20%	0,396	
5º	Mancozeb	Dithane NT	154	1,72%	5	80,00%	4	4
		Dithane WG NT			3	75,00%	2,25	
		Manzate 800			5	80,00%	4	
		Manzate WG			5	75,00%	3,75	
		Ridomil Gold MZ 680 WG			4	64,00%	2,56	
6º	Picloram	Artys	141	1,58%	5	7,60%	0,38	1,5532
		Norton			5	10,35%	0,5175	
		Padron			4	38,83%	1,5532	
		Pampa			6	10,30%	0,618	
		Tordon			6	10,36%	0,6216	
		Tucson			5	10,30%	0,515	
7º	MSMA	Quallis	115	1,29%	5	10,36%	0,518	2,37
Volcane	3	79,00%			2,37			
8º	Diquat	Blowout	103	1,15%	3,5	20,00%	0,7	0,7
		Reglone			3,5	20,00%	0,7	
9º	Metomil	Lannate BR	87	0,97%	2	21,50%	0,43	0,43
10º	Atrazina	Aclamado BR	83	0,93%	6,5	50,00%	3,25	4
		Atrazina Nortox 500 SC			8	50,00%	4	
		Calaris			2,4	50,00%	1,2	

Tabela 7 – Ingredientes ativos comercializados em Vitória de Santo Antão – Pernambuco (compostos utilizados em Natuba destacados em cinza)

								Continuação
Ranking de utilização	Princípio ativo	Marcas comerciais associadas	Quantidade comercializada (Kg ou L)	Percentual em relação ao total analisado (%)	Maior dosagem aprovada (L/ha ou Kg/ha)	Percentual do IE na composição (%)	Dosagem (kg ia/ha)	Maior dosagem (kg ia/ha)
10º	Atrazina	Herbitrin 500 BR Primestra Gold	83	0,93%	5 4,5	50,00% 37,00%	2,5 1,665	4
11º	Tebuconazol	Nativo Rival 200 EC Tebufort	62	0,69%	1 1 1	20,00% 20,00% 20,00%	0,2 0,2 0,2	0,2
12º	Cipermetrina	Cipermetrina Nortox 250 EC Cytrin Cytrin 250 EC Cytrin Prime Engeo Polytrin Polytrin 400/40 CE	59,5	0,67%	0,36 0,25 0,25 0,25 0,3 1,5 1,25	25,00% 25,00% 25,00% 25,00% 22,00% 4,00% 4,00%	0,09 0,0625 0,0625 0,0625 0,066 0,06 0,05	0,09
13º	Trifloxistrobina	Nativo	33	0,37%	1	10,00%	0,1	0,1
14º	Flutriafol	Tenaz 250 SC	32	0,36%	2,75	25,00%	0,6875	0,6875
15º	Beta-ciflutrina	Connect	31	0,35%	1	1,25%	0,0125	0,0125
16º	Deltametrina	Decis 25 EC	21,75	0,24%	0,6	2,50%	0,015	0,015
17º	Mesotriona	Calaris	23	0,26%	2,4	5,00%	0,12	0,12
18º	Abamectina	Abamectin 72 EC Nortox Abamex Vertimec 18 EC	19	0,21%	0,4 2 1	7,20% 1,80% 1,80%	0,0288 0,036 0,018	0,036
19º	Piraclostrobina	Cabrio Top Opera Orkestra SC	19	0,21%	5 1,5 1,25	5,00% 13,30% 33,30%	0,25 0,1995 0,41625	0,41625
20º	Azoxistrobina	Amistar Top Amistar WG	18,45	0,21%	1,2 0,24	20,00% 50,00%	0,24 0,12	0,24
21º	Pendimetalina	Prowl H2O	18	0,20%	5,5	45,50%	2,5025	2,5025

Tabela 7 – Ingredientes ativos comercializados em Vitória de Santo Antão – Pernambuco (compostos utilizados em Natuba destacados em cinza)

Continuação								
Ranking de utilização	Princípio ativo	Marcas comerciais associadas	Quantidade comercializada (Kg ou L)	Percentual em relação ao total analisado (%)	Maior dosagem aprovada (L/ha ou Kg/ha)	Percentual do IE na composição (%)	Dosagem (kg ia/ha)	Maior dosagem (kg ia/ha)
22º	Nicossulfurom	Grifo	17	0,19%	1,5	4,00%	0,06	0,6
		Nicopec			1,5	4,00%	0,06	
		Nicossulfurom Nortox 40 SC			1,5	40,00%	0,6	
		Nippon 40			1,5	4,00%	0,06	
23º	Clorpirifós	Capataz	16	0,18%	1,5	48,00%	0,72	0,96
	Klorpan 480 EC	2			48,00%	0,96		
24º	Dimetoato	Dimexion	15	0,17%	1,25	40,00%	0,5	0,5
25º	Lambda-Cialotrina	Karate Zeon 50 SC	14,65	0,16%	0,6	5,00%	0,03	0,265
		Karate Zeon 250 SC			0,16	25,00%	0,04	
		Kaiso 250 CS			0,08	25,00%	0,02	
		Engeo Pleno S			2,5	10,60%	0,265	
26º	Alfa-cipermetrina	Fastac 100	12	0,13%	0,25	10,00%	0,025	0,025
27º	Sulfluramida	Mirex - S2	11	0,12%	80	0,20%	0,16	0,24
		Mirex S			80	0,30%	0,24	
28º	Imidacloprido	Connect	10,78	0,12%	1	10,00%	0,1	0,28
		Evidence 700 WG			0,4	70,00%	0,28	
		Provado 200 SC			0,8	20,00%	0,16	
29º	Ácido giberélico	Progibb 400	10,125	0,11%	0,04	40,00%	0,016	0,016
30º	S-Metolaclo-ro	Primestra Gold	10	0,11%	4,5	29,00%	1,305	1,305
31º	Fluasifop-P-butílico	Fusilade 250 EW	9	0,10%	2,5	25,00%	0,625	0,625
32º	Tiametoxam	Actara 250 WG	8,69	0,10%	2	25,00%	0,5	0,5
		Engeo Pleno S			2,5	14,10%	0,3525	
		Engeo			0,3	11,00%	0,033	
33º	Clorfenapir	Pirate	8,75	0,10%	1,5	24,00%	0,36	0,36
34º	Dibrometo de diquat	Blowout	7	0,08%	3,5	37,40%	1,309	1,309
35º	Profenofós	Polytrin	6	0,07%	1,5	40,00%	0,6	0,6
		Polytrin 400/40 CE			1,25	40,00%	0,5	

Tabela 7 – Ingredientes ativos comercializados em Vitória de Santo Antão – Pernambuco (compostos utilizados em Natuba destacados em cinza)

Ranking de utilização	Princípio ativo	Marcas comerciais associadas	Quantidade comercializada (Kg ou L)	Percentual em relação ao total analisado (%)	Maior dosagem aprovada (L/ha ou Kg/ha)	Percentual do IE na composição (%)	Continuação	
							Dosagem (kg ia/ha)	Maior dosagem (kg ia/ha)
36°	Acefato	Orthene 750 BR	5	0,06%	1,5	75,00%	1,125	1,125
37°	Epoxiconazol	Opera	5	0,06%	1,5	5,00%	0,075	0,075
38°	Difenoconazol	Amistar Top	4,45	0,05%	1,2	12,50%	0,15	0,15
		Score			0,6	25,00%	0,15	
39°	Aminopiraldide	Jaguar	4	0,04%	2,5	7,69%	0,19225	0,19225
		Jaguar Ultra S			2	6,09%	0,1218	
		Tordon Ultra S			2	6,09%	0,1218	
40°	Ciclaniliprole	Hayate	3	0,03%	0,6	4,55%	0,0273	0,0273
41°	Fluxapiraxade	Orchestra SC	3	0,03%	1,25	16,70%	0,20875	0,20875
42°	Casugamicina	Kasumin	2	0,02%	3,5	2,00%	0,07	0,07
43°	Cletodim	Select One Pack	2	0,02%	2	12,00%	0,24	0,24
44°	Fenpropatrina	Danimen 300 EC	2	0,02%	0,4	30,00%	0,12	0,12
45°	Fipronil	Regent 800 WG	2	0,02%	0,5	80,00%	0,4	0,4
46°	Linurom	Afalon SC	2	0,02%	2,2	45,00%	0,99	0,99
47°	Melaleuca alernifolia - óleo essencial	Timorex Gold	2	0,02%	2,5	22,25%	0,55625	0,55625
48°	Metalaxil-M	Ridomil Gold MZ 680 WG	2	0,02%	4	4,00%	0,16	0,16
49°	Oxicloreto de cobre	Reconil	2	0,02%	6	58,80%	3,528	3,528
50°	Tiofanato-metílico	Cercobin 875 WG	2	0,02%	0,9	87,50%	0,7875	0,7875
51°	Benthiavalicarb-isopropyl	Totalit	1	0,01%	1,5	3,75%	0,05625	0,05625
52°	Clorotalonil	Totalit	1	0,01%	1,5	37,50%	0,5625	0,5625
53°	Enxofre	Kumulus DF	1	0,01%	4	80,00%	3,2	3,2
54°	Flumioxazina	Falcon	1	0,01%	1	20,00%	0,2	0,2
55°	Metiram	Cabrio Top	1	0,01%	5	55,00%	2,75	2,75
56°	Metsulfurom-metílico	Nufuron	1	0,01%	0,03	60,00%	0,018	0,018
		Zartan			0,03	60,00%	0,018	

Tabela 7 – Ingredientes ativos comercializados em Vitória de Santo Antão – Pernambuco (compostos utilizados em Natuba destacados em cinza)

Ranking de utilização	Princípio ativo	Marcas comerciais associadas	Quantidade comercializada (Kg ou L)	Percentual em relação ao total analisado (%)	Maior dosagem aprovada (L/ha ou Kg/ha)	Percentual do IE na composição (%)	Conclusão	
							Dosagem (kg ia/ha)	Maior dosagem (kg ia/ha)
57º	Oxifluorfem	Goal BR	1	0,01%	6	24,00%	1,44	1,44
58º	Piroxasulfona	Falcon	1	0,01%	1	20,00%	0,2	0,2
59º	Propargito	Omite 720 EC	1	0,01%	1,5	72,00%	1,08	1,08
60º	Acetamiprido	Aceta	0,7	0,01%	0,4	20,00%	0,08	0,08
61º	Clorantraniliprole	Premio	0,6	0,01%	0,2	20,00%	0,04	0,04
62º	Halossulfurometílico	Sempre	0,4	0,004%	0,15	75,00%	0,1125	0,1125
63º	Indoxacarbe	Avatar	0,4	0,004%	0,8	15,00%	0,12	0,12
64º	Espinosade	Tracer	0,25	0,003%	0,42	48,00%	0,2016	0,2016
65º	Ciromazina	Trigard 750 WP	0,09	0,001%	0,12	75,00%	0,09	0,09
TOTAL			8986,635	100%	-	-	-	-

Fonte: ADAGRO (2024).

O perfil toxicológico (TP) é calculado pela seguinte equação:

$$TP = K_{ow} + R_{fd} + LD_{50} + AT \quad (6)$$

Em que: K_{ow} : coeficiente de partição octanol-água; R_{fd} : dose de referência ($\text{mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$); LD_{50} : dose letal aguda dérmica para humanos (mg kg^{-1}); AT: toxicologia animal (mg kg^{-1}).

Para encontrar o valor de lixiviação, foi calculado o índice de LIX proposto por Spadotto (2002) (Equação 7):

$$LIX = \exp (-k \cdot K_{oc}) \quad (7)$$

Em que k: taxa constante de primeira ordem do composto, descrito pela Equação 6; K_{oc} : coeficiente de adsorção ao carbono orgânico.

$$k = 0,693/DT_{50} \quad (8)$$

Ressalta-se que apesar de haverem estudos preliminares que fazem uso de índices/critérios para estimativa do potencial de lixiviação de agrotóxicos utilizados no município de Vitória de Santo Antão, a exemplo do critério da *California Department of Food and Agriculture* (CDFA) (Wilkerson; Kim, 1986), critério da *Environmental Protection Agency* (EPA) (Cohen *et al.*, 1995), *Groundwater Screening Index* (GSI) (Bishop, 1986), *Leaching Index* (LEACH) (Laskowski *et al.*, 1982), índice LIX (Spadotto, 2002), índice *Groundwater Ubiquity Score* (GUS) (Gustafson, 1989), *Relative Leaching Potential Index* (RLPI), especificamente Marques (2017) e Nascimento (2013), o ERI traz a utilização de novos dados, ainda não processados por tais modelos matemáticos de lixiviação, quais sejam: perfil toxicológico do composto em animais, dose de aplicação de campo, dose de referência (R_{fd}), fato que o torna aplicável não somente para a contaminação das águas subterrâneas, mas do meio ambiente como um todo.

Os dados de entrada (Tabela 8) necessários para obter os resultados das equações foram extraídos, em sua maioria das seguintes bases de dados: *Pesticides Properties Database* (PPDB) (Lewis *et al.*, 2016), *Pesticide Action Network* (PAN) (Kegley *et al.*, 2016) e *The EXtension TOXicology* (EXTOXNET, 2023). As informações de dose do produto foram retiradas das bulas dos produtos formulados, especificamente para dosagem de máxima

eficiência agronômica (Gebler; Fialho, 2011) para a cultura em que é indicado maior volume de aplicação, visando padronizar a avaliação entre ingredientes, tendo em vista que houve compostos comercializados no município que, naturalmente, não tinham aprovação para as culturas cultivadas especificamente na região de Natuba.

Por fim, o cálculo das equações para TP e ERI foram feitas baseados nos intervalos de ranqueamento de cada parâmetro, conforme seu grau de severidade ambiental e respectivos valores indicativos (Tabelas 9 e 10).

Tabela 9 – Classificação de severidade dos compostos agrotóxicos por meio dos dados do Environmental Risk Index (ERI)

Graus de severidade e seus valores indicativos		Intervalos de ranqueamento				
		Persistência (P) (DT ₅₀ , dias)	Dose (D) (kg ia ha ⁻¹)	Lixiviação (L) Índice LIX	Volatilidade (V) (mm Hg)	Perfil toxicológico (TP)
Baixo	1	≤ 30	≤ 1	≤ 0,09	≤ 10 -6	≤ 8
Médio	2	30 ≤ 60	1 ≤ 2	0,09 ≤ 0,25	10-6 ≤ 10-5	8 ≤ 14
Alto	3	60 < 90	2 < 3	0,25 < 0,50	10-5 < 10-4	14 < 20
Muito alto	4	≥ 90	≥ 3	≥ 0,50	≥ 10-4	≥ 20

Fonte: Alister e Kogan (2006).

Tabela 10 – Classificação de severidade dos compostos agrotóxicos por meio dos dados de seu Perfil Toxicológico

Graus de severidade e seus valores indicativos		Intervalos de ranqueamento					
		Log K _{ow}	Rfd (mg kg ⁻¹ day ⁻¹)	Ser humano LD ₅₀ (mg kg ⁻¹)	Pato LD ₅₀ (mg kg ⁻¹)	Truta LD ₅₀ (mg L ⁻¹)	Abelha LD ₅₀ (mg kg ⁻¹)
Baixo	1	≤ 1	≥ 0,1	≥ 4000	≥ 5000	≥ 100	≥ 100
Médio	2	1 ≤ 2	0,1 ≥ 0,01	4000 ≥ 400	5000 ≥ 500	100 ≥ 50	100 ≥ 50
Alto	3	2 < 3	0,01 > 0,001	400 > 40	500 > 50	50 > 10	50 > 25
Muito alto	4	≥ 3	≤ 0,001	≤ 40	≤ 50	≤ 10	≤ 25

Fonte: Alister e Kogan (2006).

Legenda: Log K_{ow} - coeficiente de partição octanol-água; Rfd - dose de referência; LD₅₀ – dose letal para 50% de uma população exposta.

A posteriori, os dados foram confrontados com os resultados laboratoriais de análise de cada matriz ambiental para verificação de seus parâmetros (em isolado). Isto porque Alister e Kogan (2006) asseveram que o método ERI consegue realizar a comparação também entre os termos de risco (P, D, L e V) e termos de impacto (K_{ow}, Rfd, LD₅₀ e AT), destacando as limitações e fraquezas dos compostos.

Tabela 8 – Dados de entrada, para o modelo Environmental Risk Index (ERI), dos compostos comercializados no município de Vitória de Santo Antão – Pernambuco

Continua

Ingredientes ativos	Persistência (P) (DT ₅₀ , dias)	Lixiviação (L) Índice LIX	Volatilidade (V) (mm Hg)	Dose (D) (kg ia ha ⁻¹)	Log K _{ow}	Rfd (mg kg ⁻¹ dia ⁻¹)	LD ₅₀ (mg kg ⁻¹)	Pato real LD ₅₀ (mg kg ⁻¹)	Truta arco-íris LC ₅₀ (mg L ⁻¹)	Abelha LD ₅₀ (mg kg ⁻¹)
2,4 D	4,4	2 x 10 ⁻³	67,50	2,82	-0,82	0,0100	1500	1000	100	100
Abamectina	28,7	7,52 x 10 ⁻⁶⁰	27,75	0,04	4,39	0,0004	1914	26	3,6 x 10 ⁻³	2 x 10 ⁻³
Acefato	3,0	5,04 x 10 ⁻³¹	1695,14	1,13	-0,85	0,0030	10000	350	110	1,78
Acetamiprido	1,6	2,39 x 10 ⁻³⁸	7,50	0,08	0,80	0,0250	2000	98	100	8,09
Ácido giberélico	0,3	1,95 x 10 ⁻¹⁰	75,01	0,02	0,72	0,6800	2000	2000	120	25
Alfa-cipermetrina	35,0	0	2,55	0,03	5,49	0,0400	2000	4640	2,8 x 10 ⁻³	3,3 x 10 ⁻²
Aminopiralde	35,0	8,1 x 10 ⁻¹	0,19	0,19	-2,87	0,2600	5000	2250	100	6,26
Atrazina	75,0	3,9 x 10 ⁻¹	292,52	4,00	2,70	0,0200	3100	4237	4,5	100
Azoxistrobina	78,0	5,33 x 10 ⁻³	0,00	0,24	2,50	0,6700	2000	2000	0,47	200
Benthiavalicarb-isopropyl	13,8	4,49 x 10 ⁻⁶	2250,19	0,06	2,56	0,1000	2000	2000	10	100
Beta-ciflutrina	13,0	0	0,42	0,01	5,89	0,0100	2000	170	6,8 x 10 ⁻⁵	1,2 x 10 ⁻²
Casugamicina	73,0	9,09 x 10 ⁻¹	97,51	0,07	1,96	0,1130	4000	4000	40	40
Ciclaniliprole	1161,0	5,09 x 10 ⁻¹	12,38	0,03	2,70	0,0410	2000	2000	1,95 x 10 ⁻¹	4,86 x 10 ⁻¹
Cipermetrina	60,0	0	1,73	0,09	5,30	0,0100	2000	9520	2,8 x 10 ⁻³	2,3 x 10 ⁻²
Ciromazina	93,0	3,34 x 10 ⁻³	3,36	0,09	0,07	0,0600	3100	1785	100	200
Cletodim	0,6	0	15,60	0,24	4,14	0,1600	4167	1640	25	51
Clorantiraniliprole	597,0	6,56 x 10 ⁻¹	4,72 x 10 ⁻⁵	0,04	2,86	1,5800	5000	2250	12	4
Clorfenapir	1,4	0	73,58	0,36	5,21	0,0150	2000	10	7 x 10 ⁻³	3,7 x 10 ⁻¹
Clorotalonil	3,5	3,95 x 10 ⁻²²⁵	570,05	0,56	2,94	0,0150	5000	2000	1,7 x 10 ⁻²	101
Clorpirifós	386,0	5,06 x 10 ⁻⁵	10725,89	0,96	4,70	0,0030	1250	39,2	2,5 x 10 ⁻²	6,8 x 10 ⁻²
Deltametrina	13,0	0	0,09	0,02	4,60	0,0250	2000	4640	1,5 x 10 ⁻⁴	1,5 x 10 ⁻³
Dibrometo de diquat	2345,0	3,99 x 10 ⁻²⁸¹	75,01	1,31	-4,60	0,0002	2000	71	67	20,1
Difenoconazol	130,0	6,78 x 10 ⁻¹⁵	0,24	0,15	4,36	0,1600	2010	2150	1,1	100
Dimetoato	2,5	2,90 x 10 ⁻²	18751,55	0,50	0,75	0,0004	2000	10,5	30,2	10 ⁻¹
Diquat	2345,0	3,70 x 10 ⁻²⁸¹	7,50	0,70	-4,60	0,0002	400	83	21	60
Diurrom	75,5	5,74 x 10 ⁻⁴	8,62	3,20	2,87	0,0020	5000	1104	6,7	101,7
Enxofre	30,0	2,73 x 10 ⁻²⁰	735,06	3,20	0,23	0,01	2000	2000	0,063	100

Tabela 8 – Dados de entrada, para o modelo Environmental Risk Index (ERI), dos compostos comercializados no município de Vitória de Santo Antão – Pernambuco
Continuação

Ingredientes ativos	Persistência (P) (DT ₅₀ , dias)	Lixiviação (L) Índice LIX	Volatilidade (V) (mm Hg)	Dose (D) (kg ia ha ⁻¹)	Log K _{ow}	Rfd (mg kg ⁻¹ day ⁻¹)	LD ₅₀ (mg kg ⁻¹)	Pato real LD ₅₀ (mg kg ⁻¹)	Truta arco-íris LC ₅₀ (mg L ⁻¹)	Abelha LD ₅₀ (mg kg ⁻¹)
Epoxiconazol	353,5	1,22 x 10 ⁻¹	2,63	0,08	2,30	0,0080	2000	2000	0,92	100
Espinosade	14,0	0	75,01	0,20	4,10	0,0240	5000	2000	27	3,6 x 10 ⁻³
Fenpropatrina	34,0	5,49 x 10 ⁻⁴⁵	5700,47	0,12	6,04	0,0300	870	1089	2,3 x 10 ⁻³	5 x 10 ⁻²
Fipronil	142,0	1,78 x 10 ⁻²	15,00	0,40	3,75	0,0002	354	11,3	2,48 x 10 ⁻¹	5,9 x 10 ⁻³
Fluasifop-P-butílico	1,0	0	900,07	0,63	4,50	0,0170	2110	3960	1,42	200
Flumioxazina	21,9	6,06 x 10 ⁻¹³	2400,20	0,20	2,55	0,0180	2000	2250	2,3	200
Flutriafol	1358,0	1,31 x 10 ⁻¹	3,00	0,69	2,30	0,0100	1000	616	33	50
Fluxapiroxade	183,0	2,94 x 10 ⁻²	0,02	0,21	3,13	0,0200	2000	2000	0,466	100
Glifosato	15,0	2,68 x 10 ⁻²⁹	98,26	3,49	4,80	0,1000	2000	4500	86	100
Halossulfurom-metílico	26,7	5,90 x 10 ⁻²	99,76	0,11	-0,02	0,0630	2000	2250	118	100
Hexazinona	105,0	7 x 10 ⁻¹	225,02	0,43	1,17	0,0330	5000	2258	321	100
Imidacloprido	191,0	3,86 x 10 ⁻¹	0,00	0,28	0,57	0,0570	5000	31	211	8,1 x 10 ⁻²
Indoxacarbe	113,2	1,20 x 10 ⁻¹²	0,07	0,12	4,65	0,0050	5000	73,5	1,7 x 10 ⁻¹	8 x 10 ⁻²
Lambda-Cialotrina	175,0	0	1,50	0,27	5,50	0,0050	632	3950	2,1 x 10 ⁻⁴	3,8 x 10 ⁻²
Linurom	57,6	3,94 x 10 ⁻⁵	3825,32	0,99	3,00	0,0020	2000	3000	16	98
Mancozeb	0,1	0	97,51	4,00	1,33	0,0030	10000	6400	2,2	85,3
Melaleuca alernifolia - óleo essencial	75,0	1,29 x 10 ⁻¹	1,90	0,56	3,13	0,0300	2000	2000	5,67	331
Mesotriona	19,6	1,33 x 10 ⁻²	1,90	0,12	0,11	0,0100	2000	3776	120	100
Metalaxil-M	6,5	2,83 x 10 ⁻⁰⁸	24752,05	0,16	1,71	0,5000	3100	981	101	100
Metiram	1,3	0	0,56	2,75	0,33	0,0300	2000	2150	3,36 x 10 ⁻¹	80
Metomil	7	8,02 x 10 ⁻⁴	5400,45	0,43	0,09	0,0250	5880	24,2	3,4	1,6 x 10 ⁻¹
Metsulfurom-metílico	10	8,25 x 10 ⁻³	0,01	0,02	-1,87	0,2200	2000	2510	110	50
MSMA	200	2,05 x 10 ⁻²	75,01	2,37	-3,10	0,0005	2000	3269	100	24
Nicossulfurom	26	4,49 x 10 ⁻¹	0,01	0,60	0,61	2,0000	2000	2000	65,7	76
Oxicloreto de cobre	0,1	0	0,08	3,53	0,44	0,1500	2000	173	43,8	44,3
Oxifluorfem	35	2,94 x 10 ⁻⁷⁷	195,02	1,44	4,86	0,0030	5000	947	2,5 x 10 ⁻¹	100
Pendimetalina	182,3	1,32 x 10 ⁻²⁹	25052,07	2,50	5,40	0,1250	5000	1421	1,96 x 10 ⁻¹	100
Picloram	82,8	8,96 x 10 ⁻¹	0,60	1,55	-1,92	0,0700	4000	5000	19,3	83,5
Piraclostrobina	41,9	1,47 x 10 ⁻⁶⁷	0,20	0,42	3,99	0,0300	2000	2000	0,006	100
Piroxasulfona	22	8,89 x 10 ⁻⁴	18,00	0,20	2,39	1,0000	2000	2250	2,2	100

Tabela 8 – Dados de entrada, para o modelo Environmental Risk Index (ERI), dos compostos comercializados no município de Vitória de Santo Antão – Pernambuco
Conclusão

Ingredientes ativos	Persistência (P) (DT ₅₀ , dias)	Lixiviação (L) Índice LIX	Volatilidade (V) (mm Hg)	Dose (D) (kg ia ha ⁻¹)	Log K _{ow}	Rfd (mg kg ⁻¹ day ⁻¹)	LD ₅₀ (mg kg ⁻¹)	Pato real LD ₅₀ (mg kg ⁻¹)	Truta arco-íris LC ₅₀ (mg L ⁻¹)	Abelha LD ₅₀ (mg kg ⁻¹)
Profenofós	7	$2,09 \times 10^{-87}$	18976,57	0,60	1,70	0,0300	472	70	8×10^{-2}	$9,5 \times 10^{-1}$
Propargito	56	$4,46 \times 10^{-221}$	303,03	1,08	5,70	0,0300	4000	4640	$4,3 \times 10^{-2}$	47,9
S-Metolacoloro	51,8	$4,86 \times 10^{-2}$	27752,29	1,31	3,05	0,1000	2000	2510	1,23	200
Sulfluramida	360	0	405,03	0,24	3,10	0,0083	2000	461	8	5
Tebuconazol	63	$1,67 \times 10^{-5}$	9,75	0,20	3,69	0,0300	2000	1988	4,4	200
Tiametoxam	50	$4,58 \times 10^{-1}$	0,05	0,50	-0,13	0,5000	2000	576	125	$2,4 \times 10^{-2}$
Tiofanato-metílico	0,5	$2,30 \times 10^{-199}$	67,51	0,79	1,40	0,0200	2000	4640	11	100
Trifloxistrobina	0,34	0	25,50	0,10	4,50	0,1000	2000	2000	$2,2 \times 10^{-2}$	200

Fonte: EPA (1999, 2023), ANVISA (2002), European Commission (2004), EFSA (2008), PestGenie (2010), New York (2015), Kegley *et al.* (2016); Lewis *et al.* (2016); Qchem (2017), Federal Register (2018), Lopes (2019), USDA (2019), GSI Environmental (2020), APVMA (2023), Echa (2023), Echemi (2023), NETwork Extoxnet (2023), NIH (2023).

* Tendo em vista a escassez de alguns dados na literatura, em alguns casos foi necessário utilizar: LD₅₀ ser humano, a partir dos dados obtidos para outros mamíferos; LD₅₀ de pato, a partir de dados de outros pássaros; e LD₅₀ de abelha, a partir de outros insetos; e LD₅₀ de truta, a partir de outros peixes.

3.2.1 Diagnóstico dos produtores rurais da comunidade de Natuba

Visando à identificação dos produtores rurais quanto às suas características socioeconômicas, seu modo de cultivo agrícola e ao uso de agrotóxicos, foram aplicados questionários (Apêndice A) direcionados a 24 produtores rurais, escolhidos de forma aleatória dentro da área produtiva de hortaliças da comunidade do Natuba, bairro do município de Vitória de Santo Antão-PE. Ressalta-se que há 68 produtores rurais membros da Associação dos Agricultores do Assentamento Natuba e Figueira e, para efeitos desta pesquisa, considerou-se que metade de seus membros compõem a comunidade de associados de Natuba e a outra metade a comunidade de Figueira.

Sendo assim, o quantitativo amostrado (n=24) reproduz 70,58% dos membros associados de Natuba, a qual é a base para estimativa da população estudada. O grau de confiança foi de 90%, 10% de erro amostral no cálculo do referido n amostral e p=0,50 como padrão por não se ter informações atualizadas da probabilidade de os produtores aplicarem agrotóxicos (Equação 9) (Meunier; Silva; Ferreira, 2001), os quais dependem da localidade, época do ano, incidência de pragas, dentre outros fatores. O documento consta de 30 questões de múltipla escolha e de fácil entendimento por parte do público alvo.

$$\frac{N \cdot Z^2 \cdot p \cdot (1-p)}{Z^2 \cdot p \cdot (1-p) + e^2 \cdot (N-1)} \quad (9)$$

Em que:

n = amostra calculada: 23

N - população (produtores rurais da comunidade do Natuba): 34

Z - variável normal padronizada associada ao nível de confiança - 90%: 1,65

p - probabilidade de o produtor não utilizar agrotóxicos (padrão 50%): 0,50

e - erro amostral (10%): 0,10

Ressalta-se que todas as glebas abrangidas pelos 3 hectares, alvo principal deste estudo, participaram voluntariamente da pesquisa (seja por meio do proprietário ou algum de seus funcionários). Sendo assim, tal diagnóstico serviu para embasar a discussão do resultado das análises laboratoriais das matrizes ambientais e auxiliar na identificação dos compostos efetivamente utilizados na área. O critério de inclusão dos participantes na amostra foi o fato de ser produtor(a) rural e trabalhar em Natuba, sejam eles do sexo masculino ou feminino. Dentro deste escopo, não houve critério de exclusão.

Cada participante foi abordado, e recrutado para participação no presente estudo, em seu ambiente de trabalho (lavoura). Eles foram informados a respeito do teor da pesquisa, seus

objetivos, bem como os riscos envolvidos na participação e os benefícios diretos/indiretos de sua participação, sendo-lhe facultado declinar do convite a qualquer tempo. Nos casos de aceitação da participação, assinaram um Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE) (Apêndice B) na presença de duas testemunhas não ligadas à equipe de pesquisadores.

Por fim, salienta-se que este estudo foi submetido ao Comitê de Ética em Pesquisa (CEP) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) antes do início da abordagem e aprovado sob o Certificado de Apresentação de Apreciação Ética (CAAE) n. 69413823.5.0000.5208.

3.3 DISPOSITIVO EXPERIMENTAL

Para atingir os objetivos do estudo, foram instalados 8 poços para monitoramento da água subterrânea (Figura 13), com foco na camada de solo não confinada acima do embasamento cristalino. Este passo foi necessário porque houve retirada indevida de alguns poços, instalados em 2012 pelo grupo de pesquisa do Instituto Federal de Pernambuco (IFPE), e a depreciação dos demais por meio de cheias na região, tornando inviável sua utilização para as finalidades desta pesquisa. Os piezômetros foram construídos como forma de garantir que todos estivessem novos e nas mesmas condições iniciais: foram estabelecidos 4 transectos com 2 poços cada um, espaçados entre si por 100 metros, na mesma área de 3 hectares (Tabela 11 e Figura 14).

Corroborando com o delineamento utilizado na área, Spadotto *et al.* (2004) comentam que a instalação dos poços em transectos que sejam perpendiculares ao corpo hídrico superficial (rio Natuba) é importante de modo a entender o possível caminho trilhado pelos compostos, por meio da declividade topográfica (gradiente hidráulico).

Para construção dos piezômetros (Figura 15), foram seguidos os métodos propostos por Lyra (2002) e utilizados por Nascimento (2013) no que se refere à utilização de cano PVC de 75 mm e alocação de uma zona de filtro no terço médio inferior do poço. Estes filtros foram devidamente ranhurados, e cobertos por uma tela, evitando sua obstrução a partir do ingresso de partículas finas. No perfil dos 20 cm próximos à superfície, foi instalada uma caixa de alvenaria para evitar infiltração de contaminantes. Além disso, adicionalmente aos 4 metros de poço, o piezômetro possui 1 metro de cano externo ao solo, com o fechamento em cadeado, de forma que o mesmo seja visível para rápida localização na área experimental e para evitar sua deterioração pelas frequentes cheias de inverno.

Figura 13 – Processo de instalação dos novos poços de monitoramento no baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão – Pernambuco



Fonte: O Autor (2024).

Legenda: a-Perfuração com trado manual; b-Tubo PVC com ranhuras e tela filtrante; c-Alocação do tubo PVC 75 mm no buraco e execução da alvenaria no nível do solo; d-Poços instalados e devidamente identificados.

Tabela 11 – Coordenadas geográficas e cotas topográficas dos poços de monitoramento localizados no baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco

Identificação do poço	Coordenadas geográficas		Cota topográfica – nível do solo (m)
	Latitude S	Longitude O	
P01	08°08'33.781"	035°18'34.253"	147,92
P02	08°08'30.876"	035°18'35.132"	147,85
P03	08°08'32.814"	035°18'31.240"	147,24
P04	08°08'29.900"	035°18'32.176"	147,71
P05	08°08'31.131"	035°18'28.811"	146,96
P06	08°08'28.523"	035°18'29.893"	147,61
P07	08°08'28.341"	035°18'26.197"	146,78
P08	08°08'25.713"	035°18'28.039"	147,05

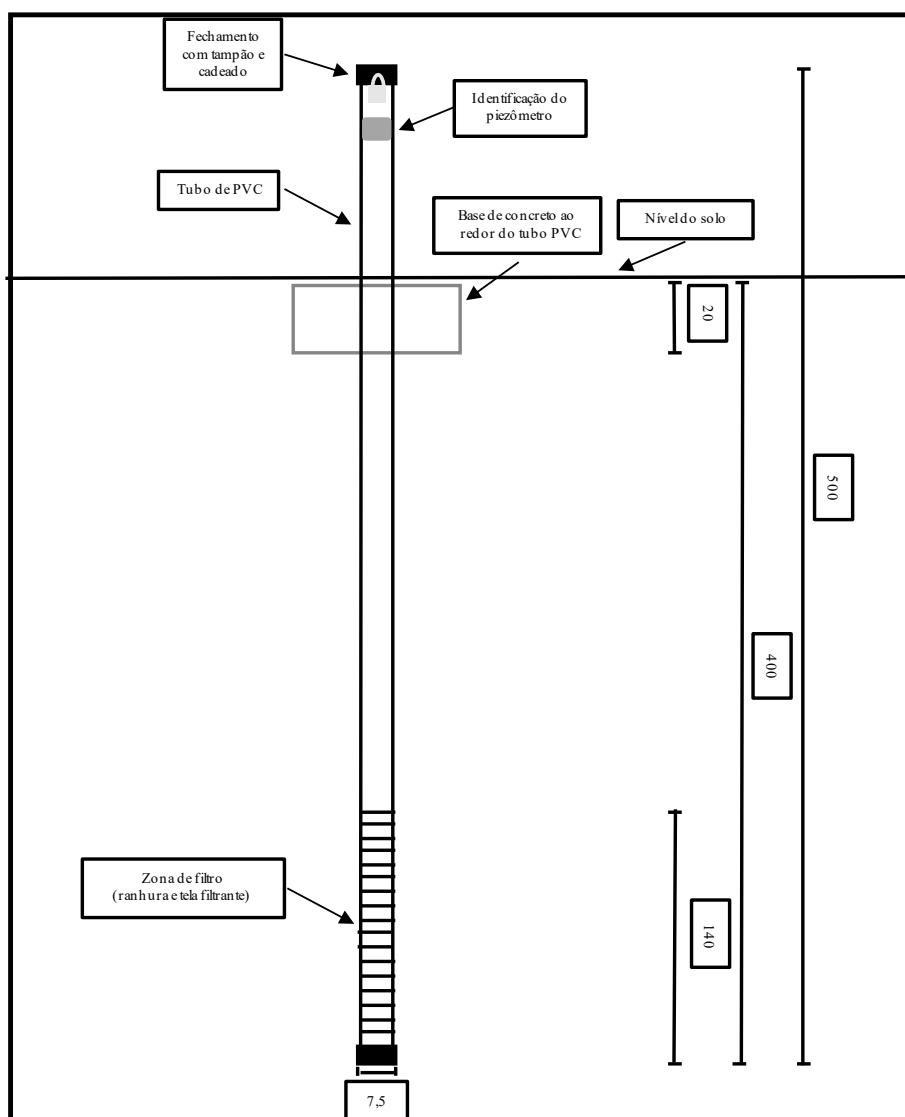
Fonte: O Autor (2024).

Figura 14 – Localização dos poços de monitoramento na sub bacia do baixo rio Natuba



Fonte: O Autor (2024).

Figura 15 – Detalhes dos poços de monitoramento instalados na área em estudo

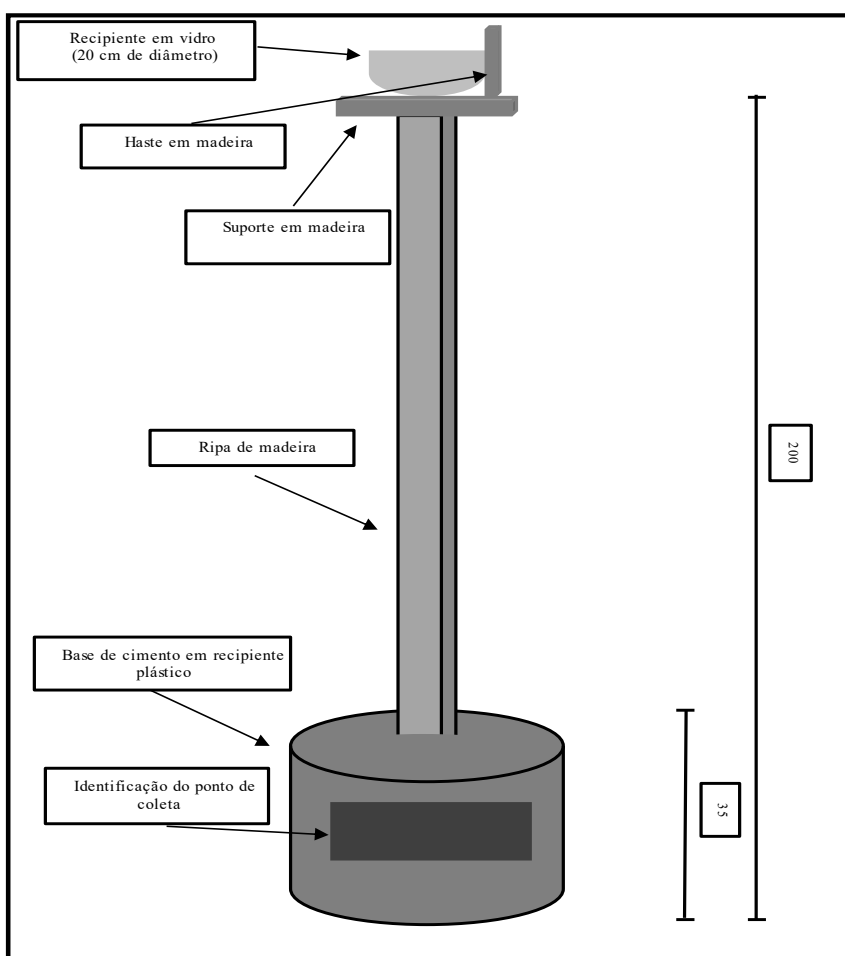


Fonte: O Autor (2024).

Para caracterização da aluvião local, foi realizada análise granulométrica do perfil litológico dos oito piezômetros em cada camada de 20 cm, perfazendo 20 amostras por poço e 160 no total e, posteriormente, realizou-se média das amostras para cada metro do perfil. Essa investigação se justificou, pois segundo Möbus *et al.* (2007), os aquíferos livres aluviões se caracterizam por possuírem alta variabilidade litológica em seu perfil, sendo importante este tipo de análise física para prospectar seu potencial hidrológico. A análise granulométrica foi realizada por meio de metodologia prevista pela Embrapa (Teixeira *et al.*, 2017).

Para acumular água da chuva, foram alocados 4 dispositivos coletores pluviométricos simples (Figura 16), formados por um recipiente de vidro de diâmetro médio de 20 cm, capacidade para 600 ml e base de madeira que a elevasse. Seguindo a metodologia de estudos similares (Martins; Oliveira; Schweitzer, 2016; Queiroz; Martins, 2017) e manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química da água (Parron; Muniz; Pereira, 2011), os dispositivos foram instalados a uma distância mínima de 2 m do solo em ambiente afastado de telhados, paredes e outras possíveis fontes de interferências/contaminação.

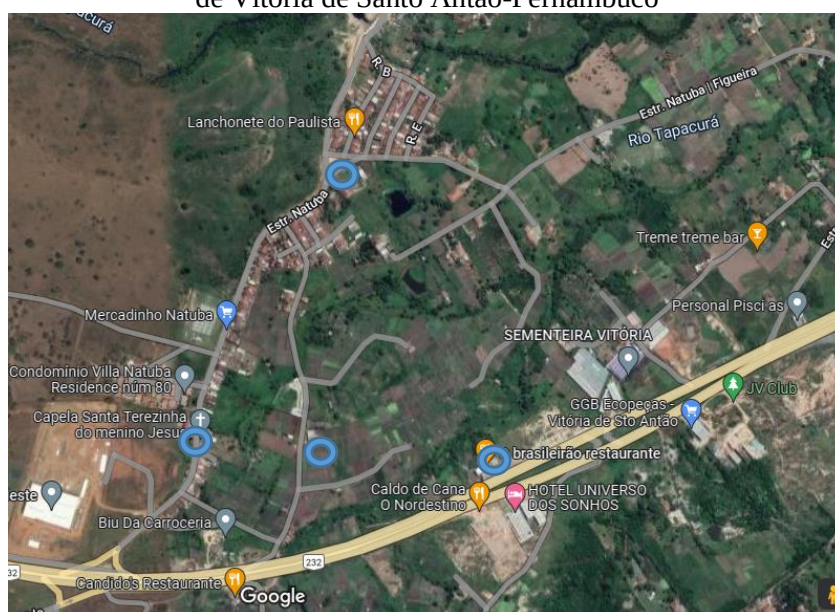
Figura 16 – Especificações dos coletores de água de chuva



Fonte: O Autor (2024).

Eles foram instalados em pontos estratégicos (Figura 17 e Tabela 12) da comunidade, como forma de entender o impacto do uso de agrotóxicos na localidade e em seu entorno, por meio da deposição úmida de contaminantes. Os dispositivos foram alocados entre 1-4 dias antes dos eventos de precipitação previstos, visando coletar os primeiros milímetros de chuva, os quais tendem a carrear a maior parte dos resíduos e poluentes.

Figura 17 – Distribuição espacial dos pontos de coleta de água da chuva no bairro Natuba, município de Vitória de Santo Antão-Pernambuco



Fonte: O Autor (2024).

Tabela 12 – Coordenadas geográficas dos locais de coleta da água da chuva no baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco

Identificação do local de coleta da água da chuva	Coordenadas geográficas		Ponto de referência
	Latitude S	Longitude W	
C01	08°08'31.9"	035°18'23.9"	Próximo ao local em que funcionava o restaurante "O Brasileiro"
C02	08°08'29.5"	035°18'35.9"	Próximo ao galpão de armazenamento de hortaliças de "João Souza"
C03	08°14'13.32"	035°31'19.60"	Escola municipal Professora Janise dos Santos Oliveira
C04	08°13'68.73"	035°30'92.54"	Unidade de Saúde da Família da comunidade de Natuba

Fonte: O Autor (2024).

Os locais de coleta estavam situados a pelo menos 30 metros da lavoura mais próxima, evitando a contaminação da amostra pela deriva imediatamente posterior à pulverização dos agrotóxicos. Essa distância foi estimada baseada no estudo de Marasca *et al.* (2017) em que foi constatada o intervalo máximo de trinta metros para a identificação da dispersão de gotas da calda aplicada. Em outro estudo (Cunha, 2008) com a mesma finalidade, foi possível chegar à

conclusão de deriva máxima de 22,5 m, para altura de pulverização de 0,8 m e para a velocidade máxima do vento identificada no PCD Vitória de Santo Antão, que foi de 3 m/s.

Por fim, os tanques de lavagem escolhidos para amostragem (Figura 18) foram selecionados dentro dos 3 hectares de área deste estudo, de forma que fossem representativos da região como um todo. Nas duas campanhas de análise dessa matriz (inverno e verão), foram analisados os mesmos reservatórios (Tabela 13), tendo em vista que são os 4 tanques mais utilizados dentro da área do estudo, de um total de 8 em atividade.

Figura 18 – Tanques de lavagem selecionados para análise quanto à presença de resíduos de agrotóxicos



Fonte: O Autor (2024).

Legenda: a- Tanque 01; b-Tanque 02; c-Tanque 03; d-Tanque 04.

Tabela 13 – Coordenadas geográficas dos tanques de lavagem de hortaliças amostrados no baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco

Identificação	Coordenadas geográficas		Ponto de referência	Volume aproximado de armazenamento (m ³)
	Latitude S	Longitude W		
T01	08°08'32.1"	035°18'33.4"	Entre o primeiro e segundo transectos	1,90
T02	08°08'30.3"	035°18'30.9"	Entre o segundo e terceiro transectos	2,62
T03	08°08'29.5"	035°18'29.4"	Entre o segundo e terceiro transectos	2,30
T04	08°08'28.4"	035°18'26.1"	Entre o terceiro e quarto transectos	2,40

Fonte: O Autor (2024).

3.3.1 Análises laboratoriais

Para acompanhamento da evolução da contaminação na área em estudo, realizou-se um conjunto de análises em laboratório dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, água da chuva, água dos tanques de lavagem das hortaliças, solo, sedimentos do rio e das hortaliças na sub bacia hidrográfica do baixo rio Natuba em parceria com o Laboratório de Toxicologia da Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca/Fundação Oswaldo Cruz (ENSP/FIOCRUZ), Agência de Defesa e Fiscalização Agropecuária do estado de Pernambuco (ADAGRO), Laboratório de Análise de Resíduos de Agrotóxicos e Contaminantes do Instituto de Tecnologia de Pernambuco (LABTOX/ITEP) e Laboratório de Avaliação de Contaminantes Orgânicos da Universidade Federal do Ceará (LACOR/UFC).

Para avaliar a presença de agrotóxicos nas matrizes supracitadas, a amostragem foi realizada em duas oportunidades: em época chuvosa e em período de verão, com menor incidência pluviométrica, visando identificar a situação de contaminação para cada cenário. O detalhamento de cada uma das matrizes está descrito nas subseções seguintes.

3.3.1.1 Análise dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, água da chuva e tanques de lavagem de hortaliças quanto à presença de resíduos de agrotóxicos

Os coletores para os acondicionamentos das amostras de água (superficial, subterrânea, de água da chuva e tanques de lavagem) (Quadro 7) foram de vidro âmbar escuro, conforme padrão já realizado nos estudos de Belo *et al.* (2012), Moreira *et al.* (2012) e Nascimento (2013), com capacidade para até 250 ml. Todos os frascos foram novos e devidamente higienizados com sabonete neutro e enxaguados com água destilada, procedimento considerado suficiente

para retirar possíveis impurezas do recipiente, conforme o Guia Nacional de coleta de acondicionamento de amostras da Agência Nacional de Águas (ANA, 2011). As amostras foram mantidas refrigeradas por meio de gelo reciclável e caixa térmica devidamente vedada a uma temperatura de, aproximadamente, 4 °C no caminho para o laboratório.

Quadro 7 – Período, quantidade amostral e matriz para análise de agrotóxicos nos recursos hídricos na área em estudo

Quantidade de amostras	Matriz	Período
4	Água da chuva	jun/23
4		dez/23
4	Água do rio	jun/23
4		dez/23
10	Água subterrânea	jun/23
10		jul/23
10		dez/23
10		jan/24
04	Tanques de lavagem das hortaliças	jun/23
04		dez/23
01	Amostra de referência (nascente do rio Natuba)	jun/23
01		dez/23

Fonte: O Autor (2024).

As amostras (Figura 19) dos tanques de lavagem foram coletadas mais ao centro desses reservatórios com movimentação do frasco no sentido horizontal. Por sua vez, as amostras do rio foram retiradas em quatro locais do trecho do curso d'água analisado, espaçados igualmente dentro dos 300 metros da seção do rio avaliado. Conforme indicação de Moreira *et al.* (2012), foram extraídas as amostras a uma profundidade de aproximadamente 30 cm visando permitir uma melhor verificação da situação do manancial quanto à presença de agroquímicos. Além disso, foi evitada a coleta próxima às margens (ou locais com pouco/nenhum fluxo), sendo alocado o recipiente de coleta oposto ao fluxo de água (Parron; Muniz; Pereira, 2011).

Para efeitos comparativos, uma amostra de referência da sub bacia do Natuba foi coletada em uma das nascentes localizadas no Assentamento rural Serra Grande (médio Natuba) (coordenadas geográficas: 08°08'28.8''S, 035°18'43.3''W).

Para coleta de água da chuva, os recipientes foram devidamente higienizados com sabonete neutro e enxaguados com água destilada e cobertas por uma tela de forma a evitar o contato com resíduos sólidos que pudessem comprometer a amostra. Sua guarda em ambiente refrigerado foi realizada imediatamente após finda a precipitação.

Figura 19 – Coleta das amostras de água na sub bacia do Natuba, município de Vitória de Santo Antão-Pernambuco



Fonte: O Autor (2024).

Legenda: Coleta de: a- poço de monitoramento; b- tanque de lavagem de hortaliças; c- rio Natuba; d- água de chuva; e- nascente no Assentamento Serra Grande.

Com relação à coleta de água subterrânea, foram seguidas as orientações de Moreira *et al.* (2012) e Nascimento (2013) no que se refere à extração com o auxílio de uma bomba à vácuo e a necessidade de desprezar o primeiro volume da água do poço, respectivamente. Por fim, ressalta-se que os poços analisados foram os oito piezômetros instalados e já descritos em seção anterior, além de 02 poços (Tabela 14) que tem seus filtros no aquífero alocados no embasamento cristalino (com mais de 30 metros de profundidade). Esta operação permitiu avaliar a presença de resíduos de agrotóxicos na reserva d'água mais superficial (freática) e mais profunda (confinada), identificando as similitudes e diferenças.

Tabela 14 – Coordenadas geográficas dos poços, com filtro no embasamento cristalino, localizados no baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco

Identificação	Coordenadas geográficas		Ponto de referência
	Latitude S	Longitude W	
P09	08°08'29.5"	035°18'35.9"	Próximo ao galpão do “Sr. João”
P10	08°14'24.18"	035°30'88.75"	Próximo ao piezômetro 03

Fonte: O Autor.

Estas análises na matriz água foram realizadas pelo Laboratório de Toxicologia da ENSP/FIOCRUZ, a qual segue a metodologia de cromatografia gasosa acoplada ao espectrômetro de massas (CG/EM) que já é validada no estudo e utilizada por Belo *et al.* (2012) e Moreira *et al.* (2012). O método utilizado tem a capacidade de avaliar a presença de 92 compostos distintos de agrotóxicos (Anexo A), em geral, menos termolábeis, sendo 23 organoclorados, 24 organofosforados, 11 piretroides, 6 triazóis, 3 triazinas, 5 estrobilurinas, 3 dicarboximidas, 3 cloroacetanilidas, 2 éteres difenílicos, 2 anilidas, 2 dinitroanilinas e 8 compostos de outros grupos químicos.

3.3.1.2 Análise das hortaliças quanto à presença de resíduos de agrotóxicos

No que se refere às hortaliças, foram coletadas sete amostras para análise de resíduos de agrotóxicos nas principais hortaliças cultivadas na região, a saber: alface, cebolinha e coentro, em período de inverno e verão (Quadro 8), comparando-as com os resultados obtidos por Nascimento (2013).

Esta análise foi realizada pela ADAGRO, por meio do convênio existente entre este órgão e o CEASA-PE, e os resultados (analisados pelo LABTOX/ITEP) cedidos a esta pesquisa. A amostragem foi conduzida em triplicata, ou seja, os produtos com as mesmas características foram acondicionados em três embalagens, quais sejam: a prova, contraprova e testemunha. As amostras de prova e testemunho seguiram para o laboratório e a contraprova ficou com o agricultor para solicitação de nova análise, caso houvesse discordância do resultado.

Quadro 8 – Período, quantidade amostral e matriz para análise de agrotóxicos em hortaliças na área em estudo

Quantidade de amostras	Hortaliça	Período de coleta
1	Cebolinha	jan/23
1		set/23
1	Coentro	jan/23
1		set/23
1	Alface	jan/23
2		set/23

Fonte: O Autor (2024).

Os procedimentos empregados na referida amostragem e coleta seguiram o Manual de coleta de amostras do Plano Nacional de Controle de Resíduos e Contaminantes em produtos

de origem vegetal do Ministério de Agricultura e Pecuária (Brasil, 2013). O procedimento atendeu ao seguinte método:

- 1- Preenchimento dos documentos de fiscalização: Requisição oficial de Análise (ROA), Termo de Fiscalização (TF) e Cinta Identificadora da Amostra.
- 2- Após coletada a hortaliça, esta foi envolta em uma embalagem de plástico leitoso (primeiro uso) e devidamente lacrado;
- 3- A embalagem leitosa foi envolta em uma embalagem transparente (primeiro uso), juntamente com a “Cinta de Identificação da Amostra”, sendo também lacrado;
- 4- As amostras foram acondicionadas em uma embalagem de isopor ou papelão (primeiro uso), devidamente fechada e identificada externamente com a ROA, e enviadas ao laboratório.

Ademais, a amostragem foi aleatória, conforme orientações do referido Manual do MAPA (Brasil, 2013), na quantidade adequada (Tabela 15) e não houve diferenciação por característica/tamanho/cor/tipo do produto, havendo sempre o cuidado no manuseio das hortaliças de forma a não haver contaminação cruzada e, no transporte, para que as amostras estivessem resfriadas na temperatura correta (entre 5 e 14 °C).

Tabela 15 – Quantidade mínima de alface, coentro e cebolinha para análise quanto à presença de resíduos de agrotóxicos

Classificação do vegetal	Vegetal	Natureza da amostra simples	Tamanho mínimo da amostra de laboratório
Produtos frescos médios - unidades de 25 a 250 g	Alface, coentro, cebolinha	Unidade inteira	1 kg (ou mínimo de 10 unidades)

Fonte: Codex Alimentarius Commission (FAO, 1993) e Brasil (2013).

Para a análise laboratorial desta matriz, o método utilizado para a identificação da presença dos produtos agrotóxicos foi multirresíduos, pois, além de ser eficiente na determinação de presença de grande diversidade de moléculas, apresenta baixo custo e agilidade na resposta das análises (Queiroz; Ferracini; Rosa, 2012; Nascimento, 2013; Chiarello *et al.*, 2016; ANVISA, 2019c).

Para tanto, foi utilizado cromatografia líquida de alta eficiência (LC-MS-MS) junto à espectrometria de massa, uma vez que segundo Queiroz *et al.* (2008) é a melhor ferramenta em um cenário de inserção de novos agrotóxicos que possuem menor persistência no ambiente, o caso dos produtos polares, e cromatografia gasosa (CG-MS-MS). Além de LC-MS/MS e GC-MS/MS, a depender do composto analisado, também foi utilizado cromatografia gasosa

associada a detector de captura de elétrons (GC-EDC/ECD) e o detector fotométrico de chama (GC-FPD).

O método empregado está baseado em adaptações realizadas nos procedimentos especificados por Anastassiades *et al.* (2003) e Hiemstra e Kok (2007). O cromatógrafo líquido utilizado faz uso de coluna Acquity UPLC® BEH C18 (2,1 x 100mm, 1,7µm) e possui os seguintes meios de eluição: formato de amônio de 5mM + ácido fórmico (0,1%, v/v) e metanol grau HPLC + ácido fórmico (0,1%, v/v) (ITEP, 2022).

Foram avaliados a presença de 510 compostos diferentes (Anexo B), sendo 100 organofosforados, 42 carbamatos, 10 ureias, 25 triazois, 23 organoclorados, 28 sulfonilureias, 18 triazinas, 16 piretroides, 7 amidas, 7 estrobilurinas, 8 neonicotinoides, 6 avermectinas, 4 anilidas, 4 piridinas e 212 de outros grupos químicos.

3.3.1.3 Análise de solo e sedimentos de rio quanto à presença de resíduos de agrotóxicos

Para uma avaliação mais abrangente da região em estudo e que pudesse fornecer conclusões mais apuradas, analisou-se as matrizes solo e sedimentos do rio Natuba. Isto é importante, pois determinado composto pode ser identificado no solo, ao invés de água superficial/subterrânea, a depender das características do substrato e do próprio agrotóxico.

Do mesmo modo, é importante avaliar os sedimentos do rio, pois Spadotto *et al.* (2004) ponderam que a análise isolada da água de rio corrente (lótico), pode não oferecer grandes bases para inferências das características físico-químicas daquele curso d'água, sendo preciso a complementação a partir da avaliação do sedimento. Além disso, Silva *et al.* (2020) ressaltam que essa matriz é importante para a sobrevivência da biota aquática, sendo, portanto, um bom indicador da salubridade ambiental.

A amostragem (Quadro 9) seguiu o padrão executado por Nascimento (2013) no que se refere à amostragem composta. Esta metodologia, conforme Filizola, Gomes e Souza (2006), seria a mais adequada, uma vez que possui capacidade de representar uma área relativamente homogênea em detrimento dos altos custos deste tipo de avaliação (caso fossem realizadas diversas amostras simples).

A coleta na camada do solo (Figura 20) foi realizada, com auxílio de um cavador articulado, em 16 locais espaçados igualmente entre si na área de 3 hectares alvo do estudo. Seguindo as diretrizes para amostragem de solo da Embrapa (Arruda; Moreira; Pereira, 2014), a profundidade de análise foi a mesma para todas as amostras simples, visando melhor representar a área em estudo. Baseado em Filizola, Gomes e Souza (2006), foi escolhida a

profundidade 0-30 cm para avaliação por ser utilizada em estudos que desejam avaliar agrotóxicos com maior potencial de lixiviação.

Quadro 9 – Período, quantidade amostral e matriz para análise de agrotóxicos em solos e sedimentos do rio Natuba

Quantidade de amostras compostas	Matriz	Período
1	Solo	jun/23
1		jul/23
1		dez/23
1		jan/24
1		jun/23
1	Sedimento do rio Natuba	jul/23
1		dez/23
1		jan/24

Fonte: O Autor (2024).

Figura 20 – Coleta de solo na sub bacia do baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco



Fonte: O Autor (2024).

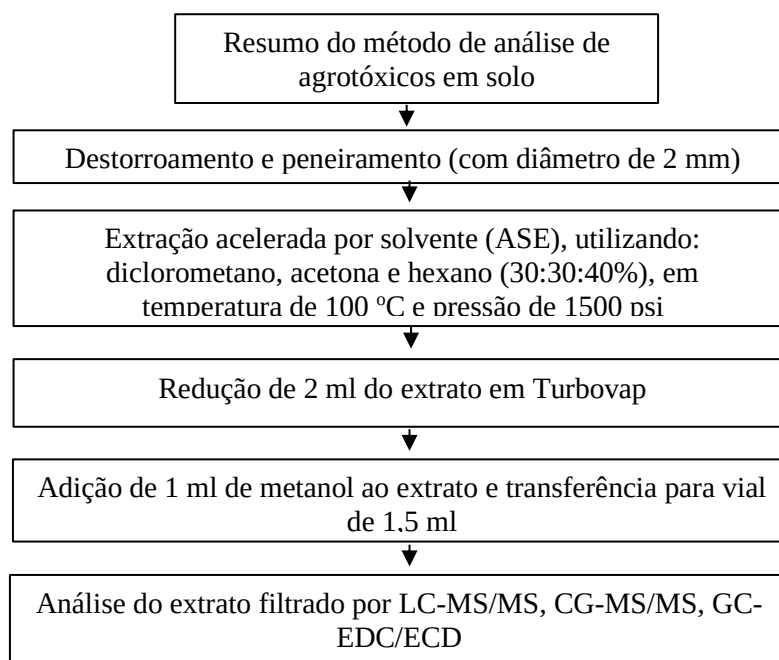
Posterior a esta fase, com o auxílio de um balde de 10 litros envolto em um saco plástico de polietileno virgem, foi realizada uma mistura homogênea de todas as amostras simples sem colocar as mãos diretamente nos substratos e utilizando o avesso da embalagem que armazenou a amostra composta. Desta amostra maior, foi coletada um quantitativo de 1 kg para envio ao laboratório LABTOX/ITEP, devidamente acondicionada em sacos plásticos limpos.

Quanto aos sedimentos, a amostragem também foi composta a partir de sete locais do rio Natuba que cruzam a área em estudo, nas imediações dos poços mais próximos ao rio e entre cada transecto. As amostras simples foram coletadas mais ao centro do leito do rio Natuba em cada um desses pontos com auxílio de um trado cavador limpo. A variabilidade espacial (horizontal e vertical) e temporal foi levada em consideração a partir da amostragem em

diferentes pontos do trecho do rio avaliado, na profundidade de 30 cm, e nos períodos de verão e inverno (ANA, 2011). Além disso, os procedimentos padrão de acondicionamento para este tipo de estudo também foram obedecidos, a saber: o congelamento da amostra a -20 °C e envio em caixa térmica para o laboratório (Milani *et al.*, 2022). O procedimento de mistura foi similar às amostras de solo.

Para o solo, a técnica/metodologia (Figura 21) foi a multirresíduos por cromatografia líquida acoplada a espectrometria de massa (LC-MS/MS), e cromatografia gasosa associada à espectrometria de massa (CG-MS/MS) e detector de captura de elétrons (GC-EDC/ECD), avaliando a presença de 510 compostos diferentes (Anexo B), sendo 100 organofosforados, 42 carbamatos, 10 ureias, 25 triazóis, 23 organoclorados, 28 sulfonilureias, 18 triazinas, 16 piretroides, 7 amidas, 7 estrobilurinas, 8 neonicotinoides, 6 avermectinas, 4 anilidas, 4 piridinas e 212 de outros grupos químicos.

Figura 21 – Fluxograma do método de extração e análise de agrotóxicos em solo

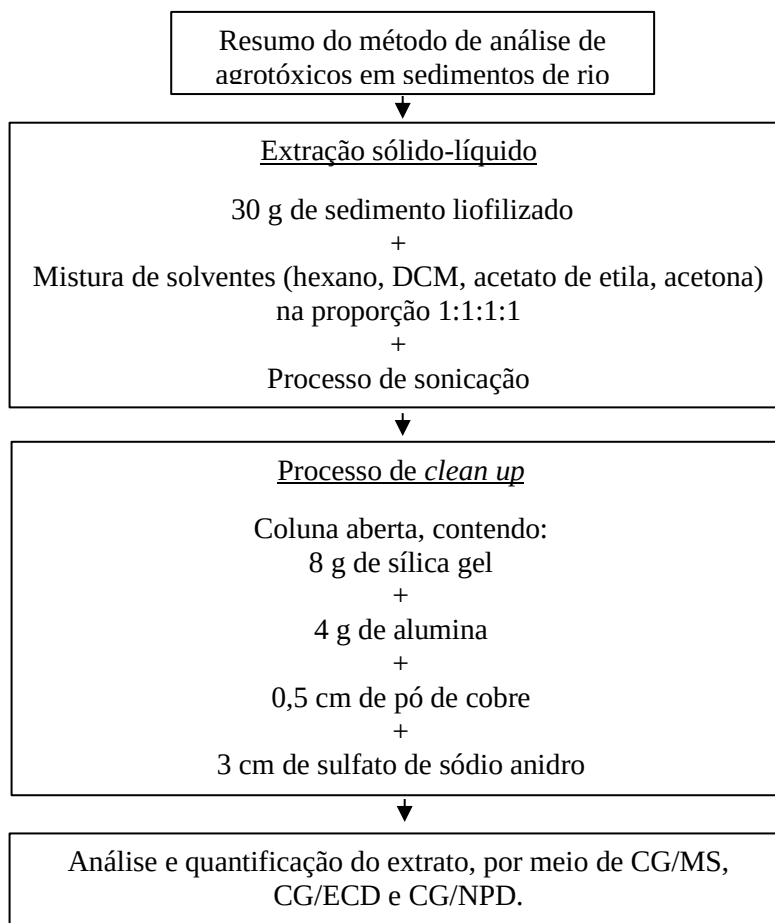


Fonte: Nascimento (2013).

Para o sedimento, a metodologia utilizada, ilustrada na Figura 22, utilizou cromatografia gasosa associada à espectrometria de massa (CG/MS), detector de nitrogênio e fósforo (CG/NPD) e detector por captura de elétrons (CG/ECD), com possibilidade de identificar 60 compostos distintos (Anexo C), sendo 22 organoclorados, 3 organofosforados, 7 éteres difenólicos polibromados (PBDEs), 7 bifenilas policloradas (PCBs), 10 piretroides e 11 triazinas. O foco central foi analisar os compostos orgânicos (Annuniação *et al.*, 2018), pois, além do alto custo desse tipo de análise e a quantidade limitada de laboratórios para realizar os

demais parâmetros neste substrato, estes compostos tem maior propensão a aderir ao substrato e persistir por mais tempo e não ficar dissolvido na água do rio.

Figura 22 – Fluxograma do método de extração e análise de agrotóxicos em sedimentos de rio



Fonte: Adaptado de Gama *et al.* (2017) e Gama (2018).

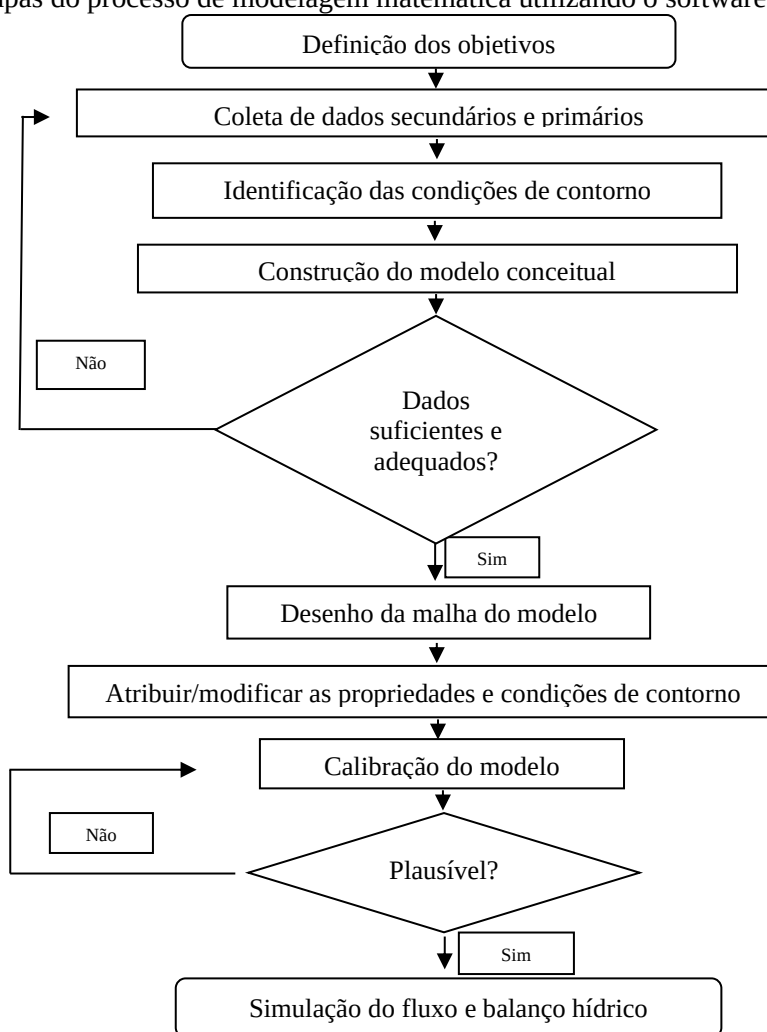
De forma adicional, foi realizada análise química completa das amostras de solo e sedimento, conforme metodologia da Embrapa (Teixeira *et al.*, 2017). Foram analisadas as variáveis: cobre, ferro, manganês, zinco, potássio, sódio, pH, alumínio, cálcio magnésio, acidez potencial, soma de bases trocáveis, capacidade de troca de cátions (CTC), percentual de saturação por bases, carbono, alumínio e matéria orgânica.

3.4 MODELAGEM MATEMÁTICA

Tendo como objetivo propor um modelo conceitual de abordagem experimental para modelagem numérica de fluxo hídrico subterrâneo na área de 3 hectares na sub bacia do baixo rio Natuba (alvo do presente estudo), foram coletados dados *in loco* (primários) e dados

disponíveis na literatura (secundários) da região de estudo. Posteriormente, foram realizadas simulações por meio de um software de modelagem ambiental matemática comumente utilizado para o foco em estudo: ModelMuse (Winston, 2024) baseado no código Modflow - versão 6 (Langevin *et al.*, 2017). O modelo pretendido por este estudo foi, quanto ao objetivo, de interpretação e, quanto à divisão, um modelo de fluxo, tendo em vista o anseio de compreensão a respeito do fluxo hídrico subterrâneo e a interação rio-aquífero na sub bacia do baixo rio Natuba, permitindo também posterior modelagem de transporte da pluma de contaminação existente naquela região. O processo de modelagem está descrito na Figura 23.

Figura 23 – Etapas do processo de modelagem matemática utilizando o software ModelMuse



Fonte: Adaptado de Waterloo Hydrogeologic Inc. (2002).

3.4.1 Dados de entrada

Os dados de entrada requeridos para rodar o modelo de fluxo estão listados no Quadro 10, bem como a respectiva fonte do qual foi coletado ou a metodologia utilizada para medir/estimá-lo. O detalhamento das atividades se encontra nas subseções seguintes.

Quadro 10 – Parâmetros de entrada para o processo de modelagem de fluxo subterrâneo no ModelMuse

PARÂMETRO	FONTE/METODOLOGIA
Dados de topografia	Levantamento de campo, utilizando método RTK
Condutividade hidráulica horizontal	Ensaio de <i>Slug</i>
Armazenamento específico	Estimativa de Cleary (1989)
Rendimento específico/porosidade efetiva	Estimado por meio da equação de Poulsen <i>et al.</i> (1999)
Carga hidráulica	Medido em campo, semanalmente, durante 12 meses
Taxa de recarga	Estimado com base no método <i>Water Table Fluctuation</i> (Healy; Cook, 2002)
Condutividade hidráulica vertical do leito do rio	Estimado em campo, baseado na metodologia de Veras (2011)
Espessura do leito do rio (montante e jusante)	Estimado pela literatura (Takahashi; Otta, 1999; Mendes, 2010)
Cota do topo (elevação) do rio (montante e jusante)	Levantamento de campo, utilizando método RTK
Cota da base (fundo) do rio (montante e jusante)	Levantamento de campo, utilizando método RTK
Extensão do leito do rio na célula	Medido em campo
Largura do leito do rio na célula	Medido em campo

Fonte: O Autor (2024).

3.4.1.1 Levantamento topográfico e medidas morfométricas do rio Natuba

A análise topográfica da região foi realizada por meio de um levantamento planialtimétrico em que as projeções horizontais e de altitude ortométrica (tendo como referência o nível médio do mar) foram medidas em campo, por meio de um receptor GNSS (sistema global de navegação por satélite) da marca CHC modelo "i50 (precisão de 2 cm) (Figura 24), utilizando o método *real time kinematic* ou posicionamento cinemático em tempo real (RTK), sendo este o método mais utilizado, conforme Loose (2022).

Os pontos de coleta das informações para levantamento da malha foram obtidos em um mínimo de 20 metros de espaçamento e, com menor distância, em microrregiões com maior diferença planialtimétrica, visando representar bem as diferenças de cotas da área. O equipamento, contendo a antena receptora de base, foi instalado nas proximidades do piezômetro 2 e a antena móvel foi utilizada para coletar os dados nos diversos pontos da área. O arquivo com as referências de coordenadas geográficas (.xyz) gerado e foi trabalhado para servir como *input* para a modelagem matemática.

Figura 24 – Levantamento planialtimétrico da área em estudo



Fonte: O Autor (2024).

As medidas de espessura da lâmina d'água do rio foram registradas por meio da utilização de uma trena, tendo como limites inferior e superior o início da camada do leito do rio e o nível d'água, respectivamente, e a largura através de trena entre as duas margens.

Todas as medições foram realizadas em 4 lugares distintos do rio, a saber, próximo aos 4 transectos experimentais e foi considerada a média simples dos valores como pressuposto para toda a seção do rio estudada. Pelo fato de o nível d'água ser parâmetro variável entre estações do ano, foi medida nos meses de julho de 2023 e janeiro de 2024 para fins de obtenção do dado para as épocas chuvosa e de seca. Por fim, a espessura do leito do rio foi estimada baseada na literatura (Takahashi; Otta, 1999; Mendes, 2010).

3.4.1.2 Condutividade hidráulica do aquífero, porosidade efetiva e armazenamento específico

A condutividade hidráulica do aquífero foi estimada por meio de testes Slug, no período de 01/07/2024 a 03/07/2024, para cada um dos 8 piezômetros instalados na área de estudo (Figura 25), sendo realizada duplicata do teste para cada um deles. Estes ensaios se caracterizam por serem de baixo custo, rápidos e fornecerem resultados acurados. Segundo Paiva (2009) são outro caminho em detrimento dos testes de bombeamento, sendo capaz de ser realizado em poços de pequeno porte, como é o caso nesta pesquisa.

Figura 25 – Realização de ensaios Slug Test para estimar condutividade hidráulica do aquífero



Fonte: O Autor (2024).

Legenda: a- Inserção do sensor no piezômetro; b- Visualização do sensor HOBO da marca Onset.

Primeiramente, passou-se alguns minutos medindo o nível estático do piezômetro até que se tivesse a certeza de que este estava estabilizado. Posteriormente, induziu-se a elevação do nível d'água por meio de inserção rápida de um volume conhecido d'água e foi verificada a variação da carga hidráulica no tempo até chegar ao nível estático anterior ao ensaio. Esta medição foi realizada com auxílio de um sensor *datalogger* da marca HOBO que realizou leituras a cada segundo da pressão da água, posteriormente transformado em metro de coluna d'água. Após a fase de campo, os dados foram interpretados no software AQTESOLV por meio do método de Bouwer-Rice (1976), pois os pressupostos dele são válidos para aquíferos livres.

A porosidade efetiva/rendimento específico não foi estimada em campo por ter pouca interferência no resultado do modelo e pela dificuldade logística para execução de ensaios de campo para esse fim. Neste sentido, para os casos de impossibilidade de medição da porosidade efetiva *in situ*, autores como Feitoza (2006) e Ribeiro *et al.* (2007) corroboram pela estimativa através de outros parâmetros mais facilmente medidos em campo, a exemplo da classe textural, condutividade hidráulica dentre outros.

Para efeitos da estimativa realizada no presente estudo, Ribeiro *et al.* (2007) avaliaram algumas metodologias que tomam como base a correlação entre a porosidade drenável e condutividade hidráulica e a que apresentou menor erro foram as equações de Poulsen *et al.* (1999). Utilizou-se, assim, a relação com a condutividade hidráulica (Equação 10), pois quanto maior a condutividade hidráulica maior a porosidade efetiva (correlação positiva) (Ribeiro, 2008).

$$\mu = 10^{[(\log K - 4,3)/2,8]} \quad (10)$$

Em que μ é a porosidade efetiva (adimensional); e K a condutividade hidráulica (cm dia^{-1}).

Por fim, o armazenamento específico foi estimado baseado em Cleary (1989).

3.4.1.3 Levantamento dos níveis estáticos do aquífero e estimativa da taxa de recarga

A carga hidráulica nos poços de monitoramento foi medida semanalmente (às segundas feiras pela manhã), com o auxílio de um medidor de nível d'água KLL da marca Seba Hidrometrie (extensão de 50 metros). A medição foi realizada em um período de 12 meses (entre junho/2023 até maio/2024), contabilizando 52 aferições no ciclo hidrológico.

Este conjunto de medições (Figura 26) foi importante para monitorar a flutuação dos níveis estáticos dessa que é uma unidade aquífera mais superficial. Segundo Howard (2023), os monitoramentos de outros estudos têm se concentrado principalmente nas camadas confinadas mais profundas e, por meio da avaliação mais superficial, podem ser obtidas informações sobre possíveis transferências de água para aquíferos mais profundos, com possibilidade de contaminação vertical entre camadas, por exemplo. Além disso, Freeze e Cherry (2017) destacam a importância da medição da flutuação dos níveis potenciométricos dos piezômetros, visando fornecer informações a respeito da capacidade de infiltração na região em estudo.

Figura 26 – Verificação dos níveis estáticos do aquífero freático localizado na sub bacia do baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco



Fonte: O Autor (2024).

A partir da avaliação, o método de Variação do Nível de Água (VNA) ou *Water Table Fluctuation* (WTF) (Healy; Cook, 2002) foi utilizado para estimar a taxa de recarga no aquífero local. Este método é amplamente utilizado em estudos ao redor do mundo (Labrecque; Chesnaux; Boucher, 2020; Souza; Santos; Oliveira, 2021; Gumuła-Kawęcka *et al.*, 2022; Olivier *et al.*, 2022; Sharif; Jafari, 2022) e aceito como válido para estimar a taxa de recarga de aquíferos não confinados e que apresentem variação das cargas hidráulicas quando submetidas a eventos de chuva ou seca, por exemplo. A equação utilizada para tal estimativa foi:

$$R = S_y \cdot \Delta h / \Delta t \quad (11)$$

Em que: R é a taxa de recarga estimada para o aquífero (mm/dia); S_y é o rendimento específico; Δh é a variação do nível da água (mm), contabilizado entre o pico de elevação d'água e a recessão extrapolada antecedente; Δt é a variação de tempo decorrido (dias).

A curva de recessão antecedente extrapolada foi gerada a partir de sua forma gráfica, tendo em vista que os métodos que utilizam uma curva mestre de recessão (CMR) e baseado no software RISE dependem de uma periodicidade diária de dados do nível d'água, o que não foi gerado no presente estudo (Rutledge, 1998).

3.4.1.4 Estimativa de condutividade hidráulica vertical do leito do rio

Sabendo-se que os corpos superficiais também têm sua parcela de contribuição para o aquífero a depender do gradiente hidráulico entre rio/aquífero e são parte importante do sistema da sub bacia para auxiliar na recuperação dos níveis potenciométricos, foi necessário estudar a relação dos aquíferos com o rio adjacente, principalmente em pesquisas envolvendo modelagem matemática. Caso esta parcela não seja levada em consideração, pode haver maiores erros nas previsões por não considerar o pacote rio e isto aconteceu no estudo do aquífero aluvial no município de Pesqueira-Pernambuco por Monteiro, Montenegro e Montenegro (2014).

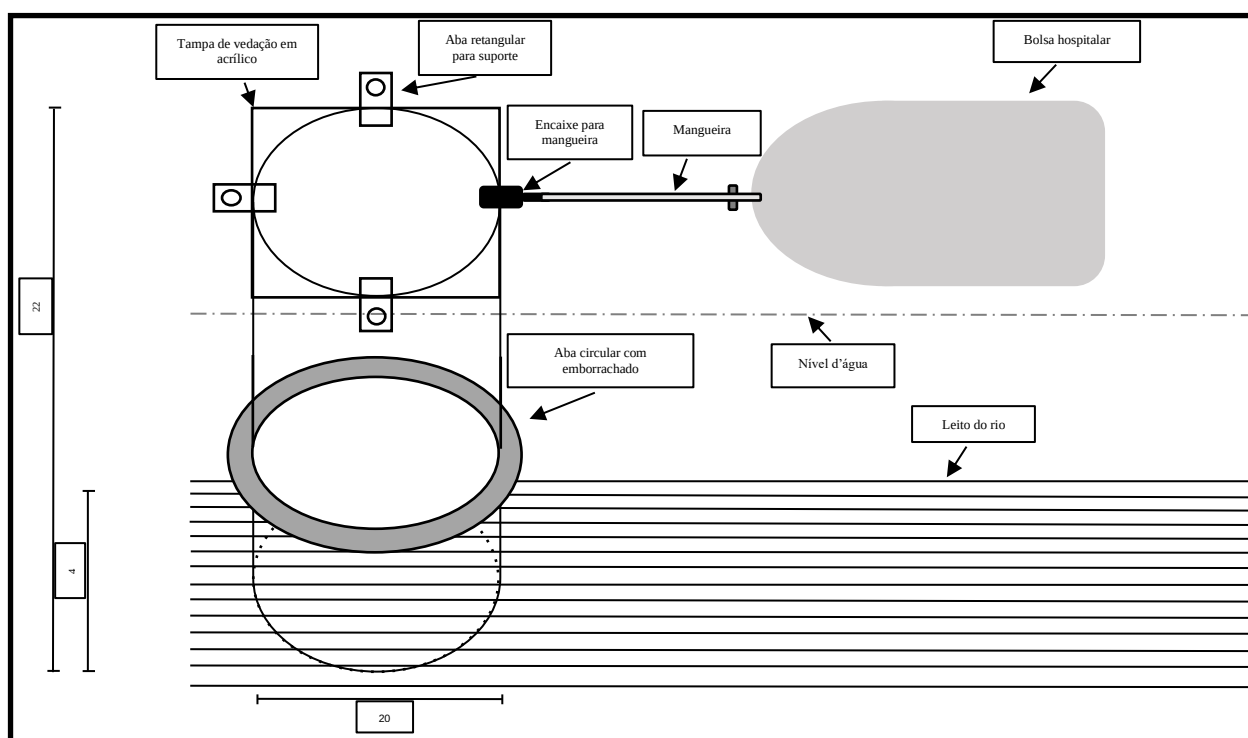
Sendo assim, para estimar o valor de condutividade hidráulica vertical do leito do rio Natuba, utilizou-se o método empregado por Veras (2011) que se baseia na alocação de um cilindro (em acrílico), tampado em um dos lados e aberto no outro, acoplado a um recipiente (bolsa plástica) (Figuras 27 e 28).

Figura 27 – Visualização do cilindro de infiltração em leito de rio (a) e a execução do teste em campo (b)



Fonte: O Autor (2024).

Figura 28 – Detalhamento do cilindro utilizado para teste de infiltração no leito do rio Natuba



Fonte: O Autor (2024).

O instrumento utilizado foi adaptado de Lee (1977) e adotado por vários estudos do Grupo de Recursos Hídricos (GRH) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) (Veras, 2011; Albuquerque, 2015; Veras *et al.*, 2016). O equipamento é um cilindro confeccionado com material acrílico com área transversal de 314 cm² acoplado a uma bolsa (hospitar) com capacidade para armazenar 2 litros de água. O cilindro possui uma aba de acrílico com emborrachado, visando vedar o equipamento na zona hiporreica do rio.

Antes de acoplar o cilindro no sedimento, a bolsa d'água foi pesada em uma balança de precisão e verificada a possível existência de bolhas de ar. Decorrido o tempo para o ensaio (30 minutos), a bolsa foi desacoplada e novamente pesada para verificação do volume infiltrado ou recebido do aquífero. O peso foi medido na unidade gramas (com 3 casas decimais) e depois transformado para mm³. A diferença entre o valor inicial e final foi utilizada para fins de cálculo da taxa de infiltração na seção do leito do rio. Ressalta-se que a água inserida dentro da bolsa foi captada do próprio rio, visando permanecer inalteradas as características do fluido (a exemplo de densidade e temperatura), diminuindo possíveis incoerências na estimativa, além de ser alocada na mesma carga hidráulica da lâmina d'água.

O teste foi previamente pensado para ser executado em três pontos, espaçados igualmente nos 300 metros da área do rio Natuba que é alvo deste estudo. Entretanto, no inverno (julho/2023), com o advento das precipitações de alta intensidade na sub bacia, houve elevação da lâmina d'água nos primeiros 200 metros dessa seção do rio, a uma média de 1,15 m no centro do leito, sem encontrar ponto nas margens com lâmina abaixo 50 cm para viabilizar o referido ensaio. Sendo assim, nos últimos 100 metros (entre os transectos 3 e 4) foram realizados os testes em 3 pontos da margem direita (espaçados igualmente), pois nesses locais foi possível identificar altura de lâmina d'água que permitiu os testes no inverno e verão.

Foram executados 6 ensaios no inverno (julho/2023), com duas repetições em cada ponto, e 6 no verão (janeiro/2024). Não foi possível realizar a réplica no ponto 3 (verão) devido a dificuldades logísticas de acesso e de segurança por causa de animais que estavam muito próximos ao local do ensaio. Para dirimir este empecilho, foi realizada tréplica no ponto 1 (verão).

Os dados obtidos em campo foram inseridos na Equação 12, para verificação da estimativa de infiltração ou condutividade hidráulica vertical do leito do rio. Como padrão, adotou-se o mesmo valor de tempo t de 30 minutos (1.800 s) utilizado para o estudo de Veras (2011).

$$I = V/t.A \quad (12)$$

Em que: I é a taxa de infiltração (mm/s); V é o volume de água infiltrada (mm³); t é o tempo decorrido de observação (s); A é a área do cilindro (mm²).

Foram coletadas amostras do sedimento do rio para realização de análise física nos perfis 00-25 cm e 25-50 cm (Figura 29), permitindo melhores inferências sobre os resultados de infiltração alcançados. A coleta foi realizada com apoio de um trado cavador, inseridas em bolsas plásticas virgens e enviadas para o Laboratório de Análise de Solos da Estação Experimental de Cana-de-Açúcar do Carpina/Universidade Federal Rural de Pernambuco (EECAC/UFRPE).

Figura 29 – Coleta para análise granulométrica das amostras de sedimento do rio Natuba



Fonte: O Autor (2024).

3.4.2 Construção e discretização do modelo conceitual

O modelo conceitual é a primeira etapa do processo de modelagem matemática de fluxo. Este passo pode ser entendido como uma representação do sistema real no qual são alocados todos os atributos, condições de contorno e elementos principais do sistema a ser modelado de modo a se ter uma visão clara do meio.

No caso em tela, o software QGIS (versão 3.36.3) foi utilizado para gerar os arquivos shapefile, pontos, polígonos e dados de topografia, obtidos em campo, para serem inseridos no modelo conceitual. Para a interpolação dos dados das cargas hidráulicas iniciais e obtenção de grid, recorreu-se ao software Surfer® (versão 26.3.269). O modelo geodésico de referência foi o EPSG 4326 – *datum* WGS84 (coordenadas UTM), o qual é utilizado no mundo todo.

O presente modelo tridimensional se caracterizou por analisar a camada mais superficial do aquífero livre de uma região de aproximadamente 3 hectares localizada na sub bacia do baixo rio Natuba. A criação da malha do modelo se deu a partir da inserção do *shapefile* do contorno no ModelMuse.

Foram geradas 840 células (10x10 m), divididas em 28 linhas e 30 colunas, entretanto, somente as células inseridas dentro da área de interesse foram estabelecidas como ativas e, conseqüentemente, foram simuladas. Para melhor convergência do modelo e mais acuracidade dos resultados, foram refinadas as malhas nas proximidades dos poços de observação e do rio, gerando um total de 6.936 células em todo o modelo. Para esta discretização, o pacote DISV (discretização por vértices) foi utilizado, sendo esta uma nova ferramenta que possibilita o refinamento gradativo e suave ao redor da área selecionada a partir de uma malha estruturada previamente delineada (Figura 30).

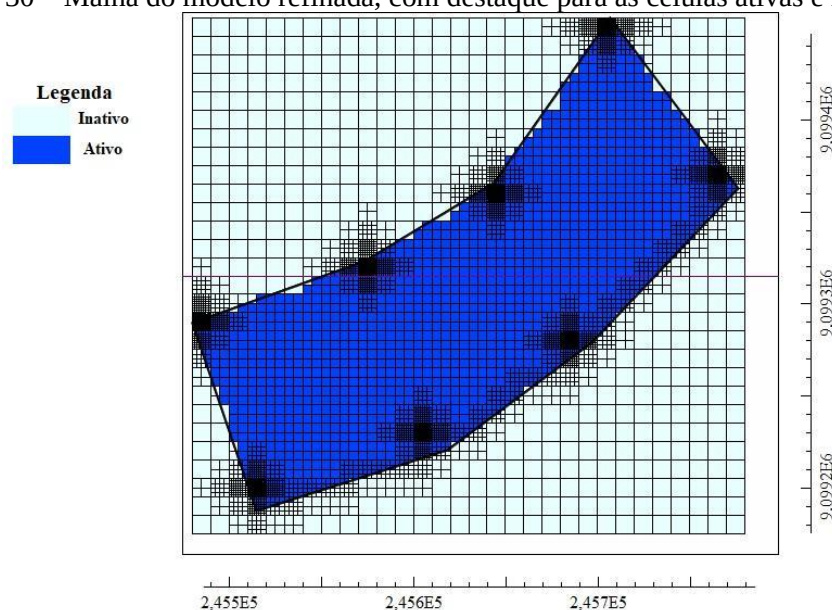
A malha estabelecida para o presente modelo (10x10) foi definida tendo em vista o êxito alcançado em estudos anteriores para esta mesma configuração (Santos, 2024). Entretanto, seguindo o direcionamento de Araújo (2018), no que se refere à convergência na solução do modelo com a mínima dispersão numérica e de tempo de processamento, houve o refinamento da malha para, desde 5x5 m (na área do domínio das células ativas em geral) até 0,63x0,63 m (nas proximidades dos poços de monitoramento).

As condições de contorno inseridas para a resolução numérica do modelo foram: “rio”, “recarga” e “carga hidráulica constante” (Figura 31). O rio foi modelado, à sudeste, a partir da inclusão de dados de cota da base do leito, taxa de condutância e cota da lâmina d’água no pacote que leva o mesmo nome (RIV) (Tipo III ou *Cauchy*), de modo a captar a relação rio-aquífero. A fórmula 13 foi resolvida para obtenção da taxa de condutância do leito do rio e inserção no software.

$$C = \frac{K \cdot L \cdot W}{M} \quad (13)$$

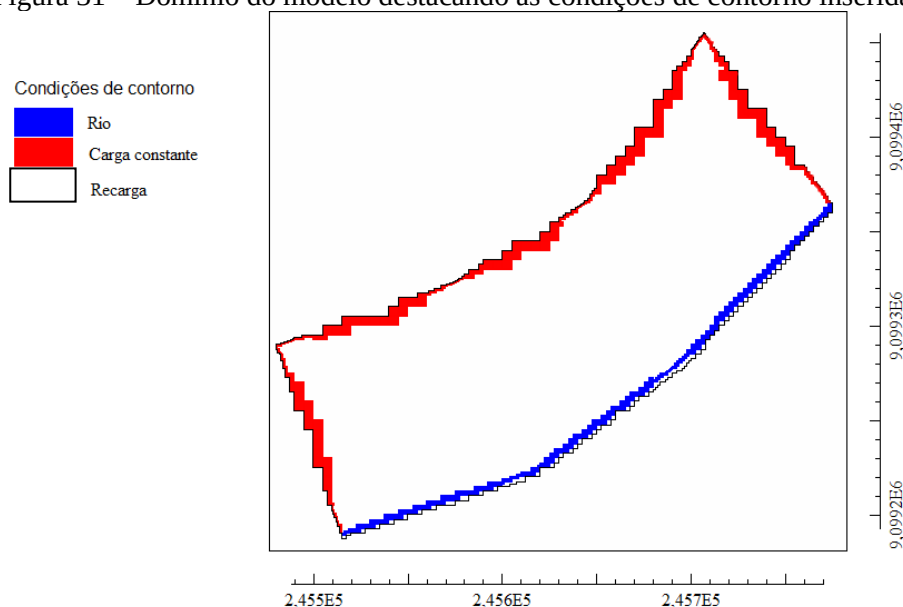
Em que: C é a taxa de condutância do leito do rio (L²/T); K é condutividade hidráulica do sedimento do rio (L/T); L é o comprimento do rio na célula (L); W é largura do rio na célula (L); W é a espessura do leito do rio (L).

Figura 30 – Malha do modelo refinada, com destaque para as células ativas e inativas



Fonte: O Autor (2024).

Figura 31 – Domínio do modelo destacando as condições de contorno inseridas



Fonte: O Autor (2024).

Adicionalmente, foi trabalhado o pacote “recarga” (RCH) (Tipo II ou *Neumann*) em todo o domínio, visando inserir o volume d’água que entra verticalmente por meio da infiltração no perfil do solo após períodos de precipitação; e a condição de contorno de carga constante (CHD) (Tipo I ou *Dirichlet*) nas fronteiras nordeste, sudoeste e noroeste. A aplicação da recarga foi definida como entrada para todos os nós da camada do modelo, a partir da definição do valor de I_{nb} e posterior resolução da fórmula 14 (Langevin *et al.*, 2022).

$$QR_{nb} = I_{nb}M_{nb}A_n \quad (14)$$

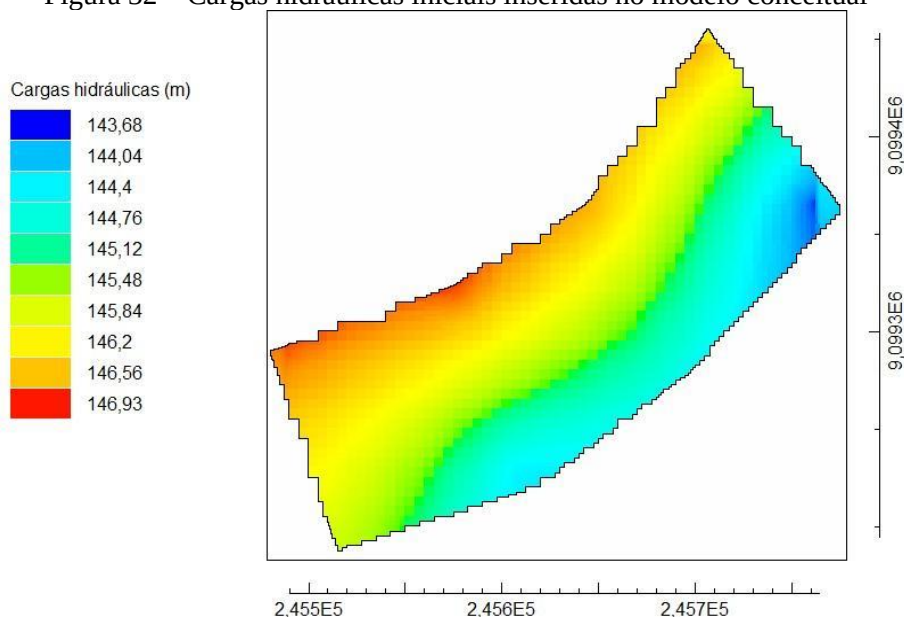
Em que: QR_{nb} é a taxa de fluxo aplicada ao nó (L^3/T); I_{nb} é o fluxo da recarga (L/T) aplicada a área A_n ; M_{nb} é um multiplicador de área aplicado em casos em que o I_{nb} necessita de ajustes, a exemplo de parcela impermeável na célula.

Por sua vez, de acordo com Langevin *et al.* (2022), o CHD não adiciona seus efeitos ao pacote de equações, como os anteriores o fazem, entretanto, ele define um código interno que informa ao software o valor da carga. Sendo assim, os dados de CHD foram estimados a partir de interpolação das cargas hidráulicas iniciais para o domínio do modelo, atingindo as áreas das fronteiras permeáveis por meio de extrapolação dos valores medidos nos poços de monitoramento 1, 2, 4, 6, 7 e 8. A partir desta etapa, os valores estimados foram modificados, de acordo com o tempo e a célula em que era associado, de forma a permitir melhor acuracidade do modelo. Inicialmente, os valores do tempo 0 variaram de 146,82-145,75 m à sudoeste, 146,82-146,27 m à noroeste e 146,26-144,21 m à nordeste, com posterior ajustes na fase de calibração.

Importante ressaltar que a condição de contorno poço não foi inserida pelo fato de não ter sido constatado bombeamento ativo na região. Isso se deve à proximidade com o rio Natuba que é a principal fonte de água para irrigação das hortas e lavagem das hortaliças.

Para completar as informações necessárias ao modelo, foram inseridos os dados de carga hidráulica inicial, obtidos a partir da interpolação das observações iniciais dos oito poços de monitoramento (Figura 32), medidas no dia 29/05/2023.

Figura 32 – Cargas hidráulicas iniciais inseridas no modelo conceitual



Por fim, a simulação de fluxo tridimensional se deu em regime transiente, tomando como pressuposto um aquífero livre ou não confinado, homogêneo e isotrópico de uma única camada de espessura de 4 metros (com base na profundidade dos poços instalados na área). O tempo de simulação se deu entre 0 (29/05/2023) a 364 dias, com 52 períodos de simulação, contendo 7 dias de extensão e 1 passo de tempo em cada período, de forma a reproduzir o ano hidrológico, que foi observado semanalmente. Para a resolução dos cálculos, utilizou-se o pacote de solução iterativa do modelo (IMS), tendo em vista que é o *default* do código computacional. Os valores padrão de número máximo de iterações e critérios de convergência foram mantidos.

3.4.3 Calibração do modelo

Após a verificação dos primeiros resultados da rodada inicial de execução do modelo numérico, percebeu-se uma discrepância importante em várias das observações dos poços (entre as observações de campo e os resultados das simulações), passando-se, então, para a etapa de ajustes no modelo.

Foram associadas as cargas hidráulicas observadas aos 8 piezômetros, nas 52 aferições realizadas, servindo como dados observados a serem comparados com os simulados após cada rodada de simulação. Para tanto, utilizou-se o pacote de Observação (*Observation Utility Pane*) que, associado ao programa Parameter ESTimation (PEST) (Doherty, 2010), permitiu rápida visualização dos dados, além dos gráficos pertinentes à interpretação dos dados. A calibração seguiu o processo manual de tentativa-erro dos valores estabelecidos para as condições de contorno CHD, recarga e rio.

Para verificação da convergência (satisfatória ou não) do modelo, foi calculado o Erro Médio Absoluto (MAE) (Equação 15), o qual pode ser compreendido como a média do módulo dos resíduos, ou seja, da diferença entre os valores observados e os calculados. Sendo assim, quanto mais próximo de zero, maior a confiabilidade do modelo.

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |(h_m - h_s)| \quad (15)$$

Observou-se também o coeficiente de determinação (R^2) para verificar se os dados estão bem ajustados. Em conjunto aos dois anteriores, os dados foram alvo do Índice de Eficiência de Nash e Sutcliffe (1970), conforme Equação 16.

$$NS=1-\frac{\sum_{i=1}^n |(h_m - h_s)|_i^2}{\sum_{i=1}^n |(h_m - \overline{h_m})|_i^2} \quad (16)$$

Em que: h_m são os valores observados; h_s são os valores simulados; e $\overline{h_m}$ é o valor médio observado.

O indicador de Nash-Sutcliffe (NS) é um dos índices mais utilizados para validação da eficiência de modelos matemáticos (Brighenti; Bonumá; Chaffe, 2016) e, para melhor entendê-lo, Van Liew *et al.* (2007) compartimentaram-no nas seguintes faixas de valores com as respectivas conclusões que podem ser extraídas: $NS > 0,75$: o modelo é adequado e bom; $0,36 < NS < 0,75$: o modelo é satisfatório; e $NS < 0,36$ o modelo é insatisfatório.

O modelo convergiu para valores estatísticos de R^2 , NS e MAE em algumas rodadas de alteração das condições de contorno rio, recarga e CHD. Entretanto, continuou-se em rodadas paulatinas para diminuir os resíduos e que estes, quando existentes, pudessem ser melhor distribuídos no domínio, diminuindo as tendências de erro localizados. O modelo só foi considerado calibrado quando todos os oito poços de observações obtiveram $NS > 0,85$, $R^2 > 0,85$ e $MAE < 0,10$, indicando melhor convergência entre os valores simulados e os observados em campo e, portanto, em sua confiabilidade.

3.4.4 Fluxo hídrico subterrâneo e balanço hídrico

Após a calibração e demais etapas anteriores, o modelo de fluxo foi rodado associado ao programa *Zonebudget* (Harbaugh, 1990) para obter os resultados de cargas hidráulicas e o balanço hídrico, visando melhor entendimento da entrada e saída de massa do sistema aquífero.

3.4.4.1 Transporte do contaminante atrazina no aquífero

Com o modelo de fluxo hídrico já pronto, foram realizadas tentativas de modelar o transporte do contaminante “atrazina” no aquífero local, sendo este contaminante escolhido para tal etapa pelo fato de ter sido detectado em maior quantidade nos poços de monitoramento, no valor das concentrações, apesar de não ter sido relatado seu uso pelos produtores rurais para a área de Natuba. Entretanto, esteve como décimo ingrediente ativo mais vendido no município de Vitória de Santo Antão e foi o produto com maior potencial de contaminação ambiental pelo método ERI, anteriormente relatado.

Para esta etapa da modelagem, foi utilizado o pacote *Groundwater Transport Process* (GWT) acoplado ao ModelMuse, tendo em vista a possibilidade de convergir com a malha DISV, ao contrário de outros modelos de transporte de soluto existentes, e os dados necessários a este modelo estão alocados na Tabela 16.

Tabela 16 – Dados de entrada para o modelo de transporte do contaminante atrazina

Variáveis	Valor	Fonte
Coeficiente de difusão (m ² /dia)	4,89 x 10 ⁻⁵	Jaramillo <i>et al.</i> (2019)
Coeficiente de distribuição (m ³ /g)	3,55 x 10 ⁻⁷	Beegum <i>et al.</i> (2020)
Dispersividade longitudinal α_L (m)	15,4	Beegum <i>et al.</i> (2020)
Dispersividade transversal α_T (m)	1,54	Beegum <i>et al.</i> (2020)
Densidade aparente (g/m ³)	1.400.000	Beegum <i>et al.</i> (2020)
Exponente da equação de Freundlich	1,07	Lewis <i>et al.</i> (2016)
Taxa de decaimento de primeira ordem (dia ⁻¹)	3,47 x 10 ⁻¹⁰	Beegum <i>et al.</i> (2020)

Fonte: O Autor (2024).

Baseado nas características químicas do composto, foi considerado que o composto não é regido apenas pela advecção, ou seja, não seguiria tão somente o fluxo hídrico, mas também sofre ação da dispersividade longitudinal, transversal e vertical no caminamento que, naturalmente, faz com que ele sofra espalhamento ao redor do sentido do fluxo devido às suas características químicas e as do meio.

Com base em estudos anteriores, considerou-se que atrazina possui decaimento de primeira ordem (James *et al.*, 2021; Rodriguez *et al.*, 2021) e que seu processo de sorção é melhor regido pela isoterma de Freundlich (Martins *et al.*, 2018; Sun *et al.*, 2019).

Para a modelagem de transporte do soluto, houve razoável quantidade de observações das concentrações do composto, entretanto, pequena para um acompanhamento temporal ideal de dispersão da pluma de contaminação, além de poucos piezômetros em sequência (com menor distância entre si), quando se deseja refinar o rastreio do caminamento do soluto. Sendo assim, os custos elevados de análise das amostras e valores adicionais para instalar mais poços de monitoramento foram um empecilho.

Portanto, esta fase inicial serviu para fornecimento de inferências introdutórias acerca da forma de espalhamento da pluma de contaminação gerado por este contaminante no aquífero local. O aprofundamento poderá ser realizado em estudos futuros, inclusive, com os demais contaminantes detectados pelo presente estudo.

Dito isto, não houve como definir com exatidão a(s) célula(s) de entrada da atrazina no sistema aquífero, pois a pulverização de agrotóxicos em ambientes rurais é difusa, ou seja, não há como determinar locais pontuais de contaminação: a aplicação do contaminante em Natuba poderia ser realizada em todas as glebas e ainda há possibilidade do composto ser carregado de um local para outro antes de ser percolado (seja pela ação da deriva ou da chuva). Nestes casos agrícolas, Foster *et al.* (2007) citam que, conseqüentemente, a pluma de contaminação no aquífero também não tende a se demonstrar de forma clara devido à diluição do composto na água subterrânea de toda uma área.

Assim, após análises das culturas instaladas em cada porção de terra na região, foi possível depreender que faz sentido a maior aplicação da atrazina nas terras próximas aos poços 2 e 4, isto porque foi a subárea que mais possui plantação de milho e esta substância, por sua vez, é aprovada para este cultivo (em detrimento das demais culturas na área de pesquisa). Pensando nisto, foi estimada uma concentração constante no modelo nos polígonos especificados na Figura 33 (a partir do pacote de concentração constante do GWT), sub-regiões que representam as primeiras áreas de plantações de milho que se situam mais ao norte do modelo.

Figura 33 – Indicação da área estabelecida para carga constante do contaminante atrazina para as simulações de transporte de soluto



Fonte: O Autor (2024).

A concentração inicial para o modelo foi estabelecida com base na interpolação das concentrações observadas na primeira incursão de avaliação da qualidade da água do aquífero (realizado no dia 12/06/2023), tendo em vista que é o primeiro conjunto de concentrações

conhecidas de atrazina para o aquífero. Na forma da concentração constante nos polígonos, estimou-se valor aproximado de 318 $\mu\text{g/L}$, visando atender à média dos volumes mínimos estabelecidos para o cultivo do milho pelos órgãos fiscalizadores e tomando como pressuposto percentual de 49% do composto chegando ao solo (Böll, 2022) e aproximadamente 1% chegando no aquífero (Langenbach; Shcroll; Paim, 2000).

Entretanto, visando o melhor ajuste entre os dados reais medidos nos poços de observação e os simulados, sabendo-se que o valor de concentração real poderia sofrer outras interações não completamente compreendidas, foram alterados os valores tanto espacialmente (na área delimitada anteriormente) quanto temporalmente. Isto é coerente, pois, conforme dados obtidos *in loco* não se tem um padrão quanto ao volume de pulverização e, portanto, os valores foram modificados de modo a se ter o mínimo de resíduos de calibração.

Dessa forma, a calibração transiente do modelo de transporte foi realizada considerando quatro tempos de verificação (períodos de tempo de 14, 42, 196 e 231 dias), representando as datas das incursões de amostragem e avaliação das amostras do aquífero em campo (12/06/2023, 13/07/2023, 12/12/2023 e 12/01/2024). Por fim, a simulação foi executada para o mesmo período de 364 dias do modelo de fluxo previamente calibrado, considerando-se um modelo de transporte tridimensional, homogêneo e anisotrópico. A execução do modelo de transporte se deu somente após a calibração do modelo de fluxo.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

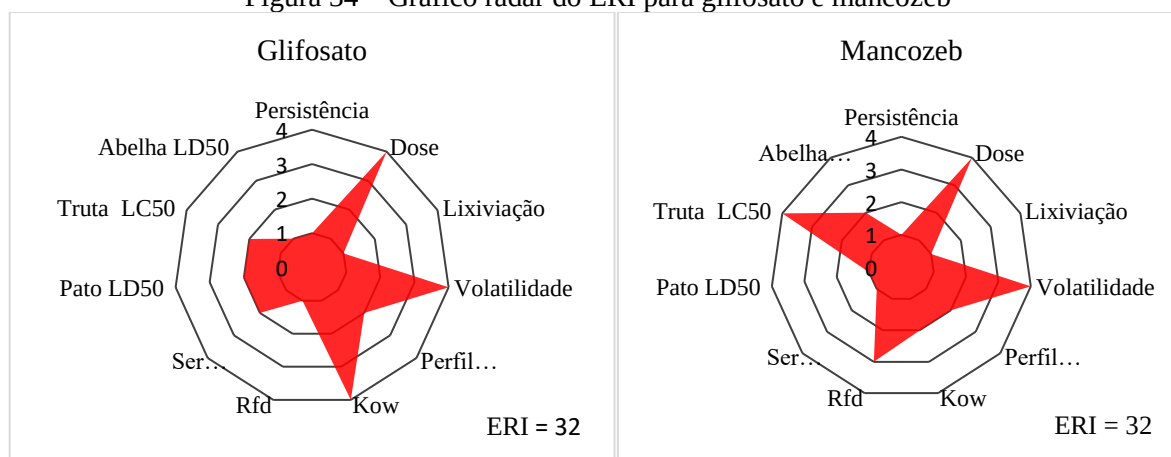
Esta seção traz os resultados e discussões pertinentes ao presente estudo, abordando a estimativa de risco potencial de contaminação ambiental, avaliação das matrizes ambientais água (superficial, subterrânea, água da chuva e tanques de lavagem), hortaliças, solo e sedimentos, bem como construção de modelo numérico de fluxo subterrâneo, o qual servirá de base para futuros estudos de modelagem de contaminantes para a área.

4.1 AVALIAÇÃO DA POTENCIALIDADE DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR AGROTÓXICOS NA SUB BACIA DO RIO NATUBA

A partir da aplicação do método ERI, foi obtido ranqueamento dos ingredientes ativos comercializados nas casas de revenda de Vitória de Santo Antão, com ênfase nos compostos relatados para uso na comunidade de Natuba quanto à capacidade de impactar negativamente o meio ambiente (Tabela 17). Ressalta-se que a amostragem dos receituários agronômicos utilizada foi suficiente para identificar adequadamente o perfil de venda de agrotóxicos no município e da comunidade em foco.

Do total analisado no índice, destacaram-se atrazina, diurom, MSMA, pendimetalina, enxofre, glifosato, mancozeb e oxicloreto de cobre no top 8 do ranking com valores de ERI acima de 50% da média dos valores. Destes, glifosato, diurom, mancozeb, MSMA e atrazina também estiveram no topo dos ingredientes ativos mais vendidos em Vitória de Santo Antão no biênio 2022-2023, fato que majora ainda mais o risco dele para contaminação ambiental na região. Afunilando para a região de Natuba, sobressai-se glifosato e mancozeb (Figura 34) por terem sido citados nos questionários pelos produtores rurais (seção seguinte).

Figura 34 – Gráfico radar do ERI para glifosato e mancozeb



Fonte: O Autor (2024).

Tabela 17 – Ranqueamento dos ingredientes ativos de agrotóxicos comercializados em Vitória de Santo Antão-Pernambuco, quanto à capacidade de contaminação ambiental

Ingredientes ativos	Persistência (dias)	P	Dose	D	Lixiviação (LIX Index)	L	Volatilidade (mm Hg)	V	Perfil toxicológico	Continua	
										TP	ERI
Atrazina	75	3	4,00	4	$3,9 \times 10^{-1}$	3	292,52	4	14	2	48
Diuram	75,5	3	3,20	4	$5,74 \times 10^{-4}$	1	8,62	4	14	2	40
MSMA	200	4	2,37	3	$2,05 \times 10^{-2}$	1	75,01	4	14	2	33
Pendimetalina	182,3	4	2,50	3	$1,32 \times 10^{-29}$	1	25052,07	4	13	2	33
Enxofre	30	1	3,20	4	$2,73 \times 10^{-20}$	1	735,06	4	12	2	32
Glifosato	15	1	3,49	4	$2,68 \times 10^{-29}$	1	98,26	4	12	2	32
Mancozeb	0,1	1	4,00	4	0	1	97,51	4	13	2	32
Oxicloreto de cobre	0,1	1	3,53	4	0	1	0,08	4	14	2	32
Picloram	82,8	3	1,55	2	$8,96 \times 10^{-1}$	4	0,60	4	10	2	26
2,4 D	4,4	1	2,82	3	2×10^{-3}	1	67,50	4	9	2	24
Dibrometo de diquat	2345	4	1,31	2	$3,99 \times 10^{-281}$	1	75,01	4	16	3	24
Metiram	1,3	1	2,75	3	0	1	0,56	4	13	2	24
Oxifluorfem	35	2	1,44	2	$2,94 \times 10^{-77}$	1	195,02	4	15	3	20
Propargito	56	2	1,08	2	$4,46 \times 10^{-221}$	1	303,03	4	16	3	20
S-Metolacoloro	51,8	2	1,31	2	$4,86 \times 10^{-2}$	1	27752,29	4	14	2	18
Acefato	3	1	1,13	2	$5,04 \times 10^{-31}$	1	1695,14	4	13	2	16
Ciclaniliprole	1161	4	0,03	1	$5,09 \times 10^{-1}$	4	12,38	4	17	3	15
Hexazinona	105	4	0,43	1	7×10^{-1}	4	225,02	4	9	2	14
Casugamicina	73	3	0,07	1	$9,09 \times 10^{-1}$	4	97,51	4	12	2	13
Clorantraniliprole	597	4	0,04	1	$6,56 \times 10^{-1}$	4	$4,72 \times 10^{-5}$	3	14	2	13
Clorpirifós	386	4	0,96	1	$5,06 \times 10^{-5}$	1	10725,89	4	21	4	13
Epoxiconazol	353,5	4	0,08	1	$1,22 \times 10^{-1}$	2	2,63	4	15	3	13
Fipronil	142	4	0,40	1	$1,78 \times 10^{-2}$	1	15,00	4	23	4	13
Imidacloprido	191	4	0,28	1	$3,86 \times 10^{-1}$	3	0,00	4	13	2	13
Sulfluramida	360	4	0,24	1	0	1	405,03	4	20	4	13
Aminopirralide	35	2	0,19	1	$8,1 \times 10^{-1}$	4	0,19	4	10	2	12
Diquat	2345	4	0,70	1	$3,70 \times 10^{-281}$	1	7,50	4	15	3	12
Flutriafol	1358	4	0,69	1	$1,31 \times 10^{-1}$	2	3,00	4	14	2	12
Fluxapirroxade	183	4	0,21	1	$2,94 \times 10^{-2}$	1	0,02	4	15	3	12

Tabela 17 – Ranqueamento dos ingredientes ativos de agrotóxicos comercializados em Vitória de Santo Antão-Pernambuco, quanto à capacidade de contaminação ambiental

Ingredientes ativos	Persistência (dias)	P	Dose	D	Lixiviação (LIX Index)	L	Volatilidade (mm Hg)	V	Perfil toxicológico	Continuação	
										TP	ERI
Indoxacarbe	113,2	4	0,12	1	$1,20 \times 10^{-12}$	1	0,07	4	19	3	12
Lambda-Cialotrina	175	4	0,27	1	0	1	1,50	4	19	3	12
Melaleuca alernifolia - óleo essencial	75	3	0,56	1	$1,29 \times 10^{-1}$	2	1,90	4	15	3	12
Ciromazina	93	4	0,09	1	$3,34 \times 10^{-3}$	1	3,36	4	9	2	11
Difenoconazol	130	4	0,15	1	$6,78 \times 10^{-15}$	1	0,24	4	14	2	11
Tebuconazol	63	3	0,20	1	$1,67 \times 10^{-5}$	1	9,75	4	15	3	11
Tiametoxam	50	2	0,50	1	$4,58 \times 10^{-1}$	3	0,05	4	11	2	11
Abamectina	28,7	1	0,04	1	$7,52 \times 10^{-60}$	1	27,75	4	22	4	10
Alfa-cipermetrina	35	2	0,03	1	0	1	2,55	4	18	3	10
Azoxistrobina	78	3	0,24	1	$5,33 \times 10^{-3}$	1	$8,2 \times 10^{-4}$	4	13	2	10
Cipermetrina	60	2	0,09	1	0	1	1,73	4	17	3	10
Clorfenapir	1,4	1	0,36	1	0	1	73,58	4	20	4	10
Fenpropatrina	34	2	0,12	1	$5,49 \times 10^{-45}$	1	5700,47	4	18	3	10
Linurom	57,6	2	0,99	1	$3,94 \times 10^{-5}$	1	3825,32	4	16	3	10
Nicosulfurom	26	1	0,60	1	$4,49 \times 10^{-1}$	3	0,01	4	10	2	10
Piraclostrobina	41,9	2	0,42	1	$1,47 \times 10^{-67}$	1	0,20	4	15	3	10
Beta-ciflutrina	13	1	0,01	1	0	1	0,42	4	19	3	9
Deltametrina	13	1	0,02	1	0	1	0,09	4	18	3	9
Dimetoato	2,5	1	0,50	1	$2,90 \times 10^{-2}$	1	18751,55	4	18	3	9
Espinosade	14	1	0,20	1	0	1	75,01	4	16	3	9
Fluasifop-P-butílico	1	1	0,63	1	0	1	900,07	4	15	3	9
Metomil	7	1	0,43	1	$8,02 \times 10^{-4}$	1	5400,45	4	16	3	9
Profenofós	7	1	0,60	1	$2,09 \times 10^{-87}$	1	18976,57	4	17	3	9
Acetamiprido	1,6	1	0,08	1	$2,39 \times 10^{-38}$	1	7,50	4	13	2	8
Ácido giberélico	0,31	1	0,02	1	$1,95 \times 10^{-10}$	1	75,01	4	11	2	8
Benthiavalicarb-isopropyl	13,8	1	0,06	1	$4,49 \times 10^{-6}$	1	2250,19	4	13	2	8
Cletodim	0,55	1	0,24	1	0	1	15,60	4	13	2	8

Tabela 17 – Ranqueamento dos ingredientes ativos de agrotóxicos comercializados em Vitória de Santo Antão-Pernambuco, quanto à capacidade de contaminação ambiental

Ingredientes ativos	Persistência (dias)	P	Dose	D	Lixiviação (LIX Index)	L	Volatilidade (mm Hg)	V	Perfil toxicológico	Conclusão	
										TP	ERI
Clorotalonil	3,53	1	0,56	1	$3,95 \times 10^{-225}$	1	570,05	4	13	2	8
Flumioxazina	21,9	1	0,20	1	$6,06 \times 10^{-13}$	1	2400,20	4	14	2	8
Halossulfurom-metílico	26,7	1	0,11	1	$5,90 \times 10^{-2}$	1	99,76	4	9	2	8
Mesotriona	19,6	1	0,12	1	$1,33 \times 10^{-2}$	1	1,90	4	9	2	8
Metalaxil-M	6,5	1	0,16	1	$2,83 \times 10^{-8}$	1	24752,05	4	9	2	8
Metsulfurom-metílico	10	1	0,02	1	$8,25 \times 10^{-3}$	1	0,01	4	9	2	8
Piroxasulfona	22	1	0,20	1	$8,89 \times 10^{-4}$	1	18,00	4	13	2	8
Tiofanato-metílico	0,5	1	0,79	1	$2,30 \times 10^{-199}$	1	67,51	4	12	2	8
Trifloxistrobina	0,34	1	0,10	1	0	1	25,50	4	14	2	8

Fonte: O Autor (2024).

Legenda: P – Escore da persistência; D – Escore da dose; L – Escore da lixiviação; V – Escore da volatilização; TP – Escore do perfil toxicológico; ERI – Escore do índice *Environmental Risk Index*.

É possível fazer uma observação isolada de cada variável utilizada na fórmula ERI, os quais possuem focos distintos quanto à matriz alvo no meio ambiente. Sendo assim, tem-se destaque para diquat, dibrometo de diquat, flutriafol, ciclanilprole, clorantranilprole, clorpirifós, sulfluramida, epoxiconazol, MSMA, imidacloprido, fluxapirroxade, pendimetalina, lambda-cialotrina, fipronil, difenoconazol, indoxacarbe, hexazinona e ciromazina no potencial de persistência no solo (meia vida no solo); atrazina, mancozeb, oxicleto de cobre, glifosato, diurom e enxofre para alta dose autorizada de aplicação; picloram, hexazinona, aminopiralde, casugamicina, clorantranilprole e ciclanilprole para potencial de lixiviação; todos os compostos, a exceção de clorantranilprole, para volatilização; e clorpirifós, fipronil, clorfenapir, sulfluramida e abamectina para o perfil toxicológico.

Dentre os compostos detectados nas distintas matrizes ambientais, apenas 15 foram citados nos receituários agrônômicos avaliados. Deste quantitativo, apenas 20% estão alocados acima da média dos valores de ERI, sugerindo que dentre estes compostos detectados em Natuba e analisados pelo índice, atrazina, pendimetalina e metolaclopro devem sofrer mais atenção por parte dos tomadores de decisão por causa do seu alto potencial contaminante do meio ambiente.

A partir da Tabela 18, em que estão a estatística descritiva para o conjunto de compostos comercializados em Vitória de Santo Antão, verificou-se que, para as variáveis “volatilização”, “perfil toxicológico”, “ K_{ow} ” e “LD₅₀ (peixe)”, os dados dos compostos apresentaram média maior ou igual a 2,5, sugerindo maior quantidade de substâncias com nível de severidade “alto” ou “muito alto” para estes, em detrimento dos parâmetros “dose”, “capacidade de lixiviação”, “LD₅₀ (pato)”, LD₅₀ (abelha)”, “Rfd” e “LD₅₀ (ser humano)”.

Tabela 18 – Estatística descritiva para os parâmetros do método ERI para os compostos comercializados em Vitória de Santo Antão - Pernambuco

Variável	n	Média	Desvio padrão	Variância	Mínimo	Máximo
P	65	2,20	1,29	1,66	1,00	4,00
D		1,49	0,970	0,941	1,00	4,00
L		1,45	0,969	0,938	1,00	4,00
V		3,98	0,124	0,0154	3,00	4,00
TP		2,51	0,640	0,410	2,00	4,00
Log _{ow}		2,68	1,31	1,72	1,00	4,00
RFD		2,06	0,899	0,809	1,00	4,00
LD50-ser humano		1,75	0,469	0,220	1,00	3,00
LD50-pato		2,31	0,727	0,529	1,00	4,00
LD50-peixe		3,09	1,22	1,49	1,00	4,00
LD50-abelha		2,45	1,39	1,94	1,00	4,00

Fonte: O Autor (2024).

Legenda: P – Persistência; D – Dose; L – Lixiviação; V – Volatilização; TP – Perfil toxicológico; Log_{ow} – Partição octanol-água; R_{fd} – Dose de referência; LD₅₀ – Dose letal para 50% dos indivíduos expostos.

Por outro lado, para o conjunto dos 71 compostos detectados nas matrizes ambientais, obteve-se os mesmos parâmetros, adicionando-se a persistência no solo P, LD₅₀ para abelha e R_{fd}, ou seja, a meia vida do composto no solo, dose letal para matar metade de uma dada população de abelhas e a dose de referência de determinado composto em que um ser humano esteja exposto e, teoricamente, não lhe exponha a riscos, respectivamente. Isto, de antemão, sugere que o conjunto das substâncias efetivamente detectadas possui maior tendência de causar danos à saúde humana se comparada com o conjunto dos IA comercializados.

A partir de uma análise individual semelhante para cada conjunto de substâncias que foram detectadas em cada matriz (hortaliças, solo, sedimento e água) (Tabela 19), pode-se afirmar que há destaque comum para a “persistência”, “capacidade de volatilização”, “K_{ow}” e “LD₅₀ para peixe” em todas as matrizes. As variáveis em comum e as que foram destacadas somente para alguma das matrizes em específico podem ser visualizadas na Figura 35.

Tabela 19 – Estatística descritiva para os parâmetros do método ERI dos compostos identificados nas matrizes ambientais de Natuba

Continua

Água						
Variável	n	Média	Desvio padrão	Variância	Mínimo	Máximo
P	18	2,94	1,11	1,23	1,00	4,00
D		1,39	1,29	1,66	0,00	4,00
L		1,56	0,984	0,967	1,00	4,00
V		4,00	0,00	0,00	4,00	4,00
TP		2,78	0,878	0,771	2,00	4,00
Logkow		3,67	0,594	0,353	2,00	4,00
RFD		2,33	1,08	1,18	1,00	4,00
LD50-ser humano		2,17	0,618	0,382	1,00	4,00
LD50-pato		2,28	0,669	0,448	1,00	4,00
LD50-peixe		3,83	0,514	0,265	2,00	4,00
LD50-abelha		2,06	1,35	1,82	1,00	4,00
Sedimento de rio						
Variável	n	Média	Desvio padrão	Variância	Mínimo	Máximo
P	54	3,09	1,19	1,41	1,00	4,00
D		0,500	1,04	1,08	0,00	4,00
L		1,50	0,906	0,821	1,00	4,00
V		3,63	0,853	0,728	1,00	4,00
TP		3,46	0,636	0,404	2,00	4,00
Logkow		3,83	0,376	0,142	3,00	4,00
RFD		3,20	0,939	0,882	1,00	4,00
LD50-ser humano		2,39	0,920	0,846	1,00	4,00
LD50-pato		2,44	0,925	0,855	1,00	4,00
LD50-peixe		3,89	0,372	0,138	2,00	4,00
LD50-abelha		3,54	0,985	0,970	1,00	4,00

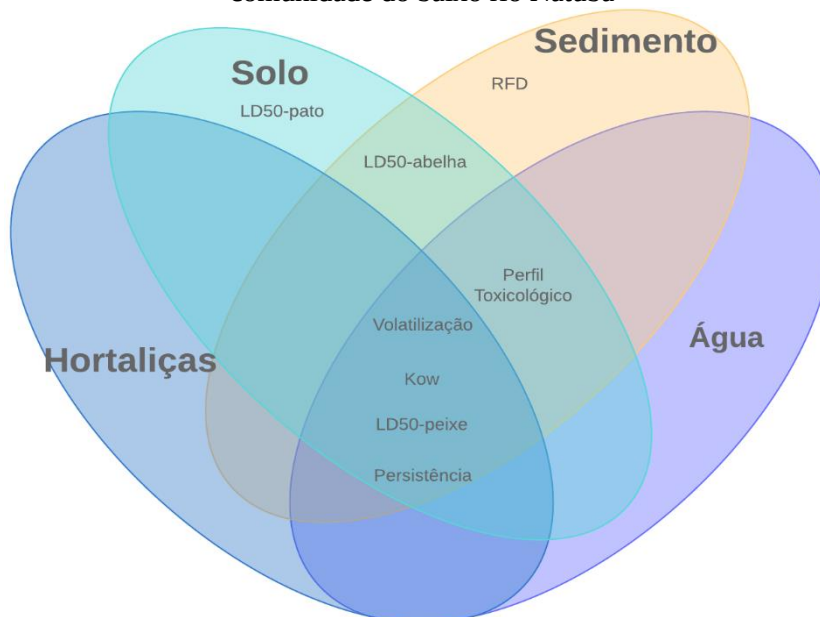
Tabela 19 – Estatística descritiva para os parâmetros do método ERI dos compostos identificados nas matrizes ambientais de Natuba

						Conclusão
Solo						
Variável	n	Média	Desvio padrão	Variância	Mínimo	Máximo
P	6	3,00	1,26	1,60	1,00	4,00
D		1,33	0,816	0,667	1,00	3,00
L		1,33	0,816	0,667	1,00	3,00
V		4,00	0,00	0,00	4,00	4,00
TP		2,50	0,837	0,700	2,00	4,00
Logkow		3,33	1,21	1,47	1,00	4,00
RFD		1,83	1,17	1,37	1,00	4,00
LD50-ser humano		1,67	0,516	0,267	1,00	2,00
LD50-pato		2,50	1,22	1,50	1,00	4,00
LD50-peixe		3,50	1,22	1,50	1,00	4,00
LD50-abelha	2,50	1,64	2,70	1,00	4,00	
Hortaliças						
Variável	n	Média	Desvio padrão	Variância	Mínimo	Máximo
P	7	2,86	1,21	1,48	1,00	4,00
D		1,29	0,756	0,571	1,00	3,00
L		1,29	0,756	0,571	1,00	3,00
V		4,00	0,00	0,00	4,00	4,00
TP		2,29	0,488	0,238	2,00	3,00
Logkow		3,29	1,11	1,24	1,00	4,00
RFD		1,57	0,535	0,286	1,00	2,00
LD50-ser humano		1,71	0,488	0,238	1,00	2,00
LD50-pato		2,14	0,900	0,810	1,00	4,00
LD50-peixe		3,57	1,13	1,29	1,00	4,00
LD50-abelha	2,29	1,60	2,57	1,00	4,00	

Fonte: O Autor (2024).

Legenda: P – Persistência; D – Dose; L – Lixiviação; V – Volatilização; TP – Perfil toxicológico; LogK_{ow} – Partição octanol-água; R_{fd} – Dose de referência; LD₅₀ – Dose letal para 50% dos indivíduos expostos.

Figura 35 – Diagrama de inclusão para os parâmetros destacados para cada matriz avaliada na comunidade do baixo rio Natuba



Fonte: O Autor (2024).

Houve ausência dos parâmetros “LD₅₀ (ser humano)”, “capacidade de lixiviação” e “dose” na Figura acima, o que indica que estes não se destacariam para o conjunto de compostos detectados nas matrizes. Por outro lado, é importante observar que, na região avaliada não há balizas a respeito da dosagem a ser utilizada, ocorrendo aplicação muito acima do limite recomendado pelas normativas.

Especificamente para o aquífero, Laskowski *et al.*, (1982), Bishop, (1986), Wilkerson e Kim (1986), Gustafson, (1989), Hornsby, Butler e Brown (1993) e Cohen *et al.* (1995) são autores que criaram índices ou critérios para especificar quais compostos tem potencial de lixiviação no perfil do solo. Dentre estes, destaca-se o índice criado por Spadotto (2002) e amplamente aceito na literatura (Alister; Kogan, 2006; Mariot *et al.*, 2009, Marques *et al.*, 2019; Marques *et al.*, 2020; Pérez-Lucas *et al.*, 2020), inclusive como opção aos mais antigos, pelo fato de estabelecer uma clara distinção em um espectro de valores de 0-1, fato que facilita a classificação e comparação dos ingredientes ativos.

Dito isto, os compostos identificados no aquífero tiveram média de 1,6 para escore de lixiviação, com baixa variação, indicando que a grande maioria dos compostos detectados não apresentaram médio ou alto potencial para tal caminhamento no meio ambiente. A explicação para sua detecção nesta matriz é que, para a área da sub bacia do Natuba, existem algumas das características citadas por Ferracini *et al.* (2022) que majoram os riscos de lixiviação e escoamento superficial dos compostos, a saber: ocorrência de aquífero livre, além de pluviosidade média acima de 250 mm, a região possui média de 1243,6 mm anual. Isto poderia explicar o fato de mesmo as substâncias com escore de lixiviação baixos, terem sido encontradas em água, tendo em vista que as condições locais favorecem esta dispersão.

Há destaque na literatura para o K_{ow}, comum às 4 matrizes acima por se tratar de um valor que explicita diretamente a capacidade de um dado composto aderir às gorduras (lipofílico) e repelir a água (hidrofobicidade). E isto faz sentido, pois autores (Alister; Kogan, 2006; Gama, 2012; Peres *et al.*, 2022; Ochoa; Maestroni, 2018; Pessoa-de-Souza *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2021; Chai *et al.*, 2023; Gandla *et al.*, 2023) também sinalizam que os compostos com altos valores de K_{ow} tendem a ser mais identificados nos sedimentos/solo/animais/plantas que na água, tendo em vista sua hidrofobicidade. A detecção na água, em especial no aquífero deste estudo, pode ser explicada pela sua adsorção ao solo e posterior disponibilização para o lençol freático em épocas de alta pluviosidade, como foi ratificado pelas conclusões obtidas no estudo (em escala de lisímetro) de Jung *et al.* (2024).

Da mesma forma, a capacidade de volatilizar é destaque para todos os compostos, apesar de não haver sido detectado nenhuma substância na água de chuva, fato que sugere que as condições climáticas da região não favoreceram tal caminamento.

Por fim, é importante salientar que, embora os termos de risco e de impacto forneçam importante sinalização de caminhos no meio ambiente, sendo indicado para os casos em que realmente haja clara necessidade de uso dos agrotóxicos no que se refere à escolha de compostos menos danosos ao meio ambiente, outras variáveis também podem ditar o percurso trilhado por estas substâncias no meio ambiente a exemplo de características climatológicas e pluviométricas, tipo e periodicidade da irrigação, tipo de solo e manejo da terra, até mesmo a dose real de aplicação, dentre outras, fato que não descredibiliza a aplicação do índice ERI, na qualidade de instrumento de eficiência agrônômica e ambiental.

4.1.1 Diagnóstico dos produtores rurais da comunidade de Natuba

Como forma de melhorar o entendimento a respeito da produção agrícola na comunidade do Natuba, bem como sua relação com o manejo dos agrotóxicos na atividade hortícola local, a Tabela 20 apresenta as respostas compiladas dos participantes desta etapa da pesquisa ao questionário proposto. Por sua vez, a Tabela 21 destaca 14 destas questões, as quais puderam ser indicadas em resposta binária (sim ou não), visando indicar os respectivos erros de amostragem associados.

Tabela 20 – Resumo das respostas aos questionários conduzidos na comunidade de Natuba

Continua

SEÇÃO 1 - INFORMAÇÕES SOCIOECONÔMICAS			
Variáveis	n	%	
1 - Sexo	24	100%	
Masculino	18	75%	
Feminino	6	25%	
Outro	0	0%	
2 - Faixa etária	24	100%	
<15 anos	0	0%	
15-17 anos	0	0%	
18-29 anos	0	0%	
30-39 anos	4	17%	
40-49 anos	8	33%	
50-59 anos	7	29%	
> 60 anos	5	21%	
3 - Cor/raça	24	100%	
Branca	6	25%	
Preta	3	13%	
Amarela	2	8%	
Parda	13	54%	

Tabela 20 – Resumo das respostas aos questionários conduzidos na comunidade de Natuba

Continuação		
Variáveis	n	%
3 - Cor/raça	24	100%
Indígena	0	0%
Outra	0	0%
Variáveis	n	%
4 - Escolaridade	24	100%
Sem escolaridade	0	0%
Ensino fundamental incompleto	20	83%
Ensino fundamental completo	0	0%
Ensino médio incompleto	4	17%
Ensino médio completo	0	0%
Ensino superior incompleto	0	0%
Ensino superior completo	0	0%
5 - Renda	24	100%
Abaixo de um salário mínimo	3	13%
Entre 1-2 salários mínimos	16	67%
Entre 2-3 salários mínimos	2	8%
Entre 3-4 salários mínimos	3	13%
Acima de 4 salários mínimos	0	0%
6 - Relação com a terra	24	100%
Proprietário	14	58%
Funcionário	9	38%
Arrendatário	0	0%
Posseiro/assentado	1	4%
Outro	0	0%
SEÇÃO 2 - CONDIÇÕES DE SAÚDE DO TRABALHADOR		
7 - Casos de saúde	24	100%
Alergias frequentes	2	8%
Ansiedade/depressão	8	33%
Cânceres	2	8%
Cansaço frequente	1	4%
Dificuldade de concentração	4	17%
Esquecimento frequente	7	29%
Hipertensão	8	33%
Hiper/Hipotireoidismo	0	0%
Incontinência urinária	1	4%
Infecções frequentes na garganta	0	0%
Insônia habitual	4	17%
Lacrimejamento	2	8%
Mal estar generalizado	3	13%
Náuseas/vômitos	2	8%
Salivação	0	0%
Sangramentos	0	0%
Sudorese	1	4%
Taquicardia	2	8%
Vertigens/tontura	8	33%
Visão turva	3	13%
Outros (problemas na coluna, diabetes)	4	17%
Nenhuma doença específica	4	17%
8 - Relato de intoxicação por agrotóxicos	24	100%
Sim	2	8%
Não	18	75%
Não utiliza agrotóxicos	4	17%
9 - Relação de doença com aplicação de agrotóxicos	24	100%
Sim	6	25%
Não	17	71%

Tabela 20 – Resumo das respostas aos questionários conduzidos na comunidade de Natuba

Continuação		
Variáveis	n	%
9 - Relação de doença com aplicação de agrotóxicos	24	100%
Não utiliza agrotóxicos	1	4%
10 - Utilização de agrotóxicos	24	100%
Sim	19	79%
Não	5	21%
SEÇÃO 3 - INFORMAÇÕES SOBRE O USO DE AGROTÓXICOS		
Variáveis	n	%
11 - Tempo de aplicação de agrotóxicos (em anos)	24	100%
Abaixo de um ano	1	4%
Entre 1-5 anos	4	17%
Entre 6-10 anos	3	13%
Entre 11-15 anos	0	0%
Entre 16-20 anos	0	0%
Entre 21-30 anos	3	13%
Entre 31-40 anos	1	4%
Acima de 40 anos	7	29%
Não utiliza agrotóxicos	5	21%
12 - Frequência de utilização de agrotóxicos	24	100%
Mais de uma vez ao dia	0	0%
Uma vez ao dia	0	0%
Entre duas a três vezes por semana	4	17%
Uma vez por semana	14	58%
Uma vez a cada quinze dias	0	0%
Uma vez por mês	1	4%
Não utiliza agrotóxicos	5	21%
13 - Tempo de aplicação de agrotóxicos em um dia	24	100%
Menos de 15 minutos	0	0%
Entre 15-30 minutos	6	25%
Entre 30-45 minutos	3	13%
Entre 45-60 minutos	5	21%
Acima de 60 minutos	5	21%
Não utiliza agrotóxicos	5	21%
14 - Turno de aplicação de agrotóxicos	24	100%
Início da manhã	1	4%
Manhã	0	0%
Tarde	7	29%
Final da tarde	11	46%
Não utiliza agrotóxicos	5	21%
15 - Armazenamento dos agrotóxicos	24	100%
Sala exclusiva no trabalho	3	13%
Sala com outras finalidades no trabalho	14	58%
Em casa	0	0%
Não utiliza agrotóxicos	5	21%
Outro local (buraco no meio da horta)	2	8%
16 - Treinamento para preparação de calda de agrotóxicos	24	100%
Sim, de maneira informal	10	42%
Sim, de maneira formal	4	17%
Não	10	42%
17 - Orientação técnica sobre manejo de lavoura	24	100%
Sim	16	67%
Não	8	33%
18 - Tipo de equipamento para aplicação de agrotóxicos	24	100%
Pulverizador costal	19	79%
Pulverizador estático	0	0%

Tabela 20 – Resumo das respostas aos questionários conduzidos na comunidade de Natuba

Continuação

Variáveis	n	%
18 - Tipo de equipamento para aplicação de agrotóxicos	24	100%
Aeronave/drone	0	0%
Outro equipamento	0	0%
Não utiliza agrotóxicos	5	21%
19 - Utilização de EPI para aplicação de agrotóxicos	24	100%
Sim	7	29%
Não	9	38%
Às vezes	3	13%
Não utiliza agrotóxicos	5	21%
20 - Lavagem dos EPIs	24	100%
É lavada em um local para essa função específica	14	58%
É lavada junto com outras roupas	3	13%
É novamente utilizada sem lavagem	0	0%
Outro (tanque de lavagem)	2	8%
Não utiliza agrotóxicos	5	21%
21 - Local de compra de agrotóxicos	24	100%
Casa de revenda agropecuária	19	79%
Engenheiro Agrônomo	0	0%
Revendedor	0	0%
Outro	0	0%
Não utiliza agrotóxicos	5	21%
22 - Utilização de receituário agrônomo	24	100%
Sim	6	25%
Não	13	54%
Não utiliza agrotóxicos	5	21%
23 - Produtos agrotóxicos aplicados na propriedade	24	100%
Abamex	5	21%
Afalon 450 SC	7	29%
Amistar WG	11	46%
Cyprin 250 CE	6	25%
Decis 25 EC	11	46%
Dithane	7	29%
Evidence 700 WG	3	13%
Fusilade 250 EW	3	13%
Lannate BR	2	8%
Nativo	1	4%
Provado 200 SC	1	4%
Roundup	3	13%
Vertimec	3	13%
24 - Tempo de carência	24	100%
Menos que 1 dia	0	0%
Entre 1-2 dias	0	0%
Entre 3-4 dias	0	0%
Entre 4-6 dias	0	0%
Entre 6-8 dias	0	0%
Entre 8-10 dias	2	8%
Entre 10-15 dias	0	0%
Acima de 15 dias	18	75%
Não utiliza agrotóxicos	4	17%
25 - Logística reversa de embalagens vazias de agrotóxicos	24	100%
Reutiliza no campo ou em sua residência	0	0%
Joga no lixo comum	2	8%
Deixa no campo	3	13%
Queima	10	42%

Tabela 20 – Resumo das respostas aos questionários conduzidos na comunidade de Natuba

		Conclusão
Variáveis	n	%
25 - Logística reversa de embalagens vazias de agrotóxicos	24	100%
Enterra	1	4%
Devolve na revenda	3	13%
Outro	0	0%
Não utiliza agrotóxicos	5	21%
SEÇÃO 4 - INFORMAÇÕES SOBRE O CULTIVO		
Variáveis	n	%
26 - Tamanho da propriedade	24	100%
Abaixo de 0,5 hectare	7	29%
Entre 0,5-1,0 hectare	10	42%
Entre 1,0-1,5 hectare	2	8%
Entre 1,5-2,0 hectares	1	4%
Entre 2,0-2,5 hectares	0	0%
Entre 2,5-3,0 hectares	3	13%
Acima de 3,0 hectares	1	4%
27 - Espécies de cultivo na propriedade	24	100%
Alface	19	79%
Coentro	10	42%
Cebolinha	18	75%
Outro (alecrim, arruda, agrião, bredo, hortelã, macaxeira, manjerição, milho, rúcula, salsa, quiabo)	20	83%
28 - Destino final da produção agrícola da propriedade	24	100%
CEASA	5	21%
CEAVI	0	0%
Atravessadores	15	63%
Mercados/supermercados	4	17%
Venda direta ao consumidor final	0	0%
Outro	0	0%
29 - Produção de cunho familiar	24	100%
Sim	13	54%
Não	11	46%
30 - Fonte da água de irrigação	24	100%
Poço subterrâneo de bombeamento	0	0%
Rio Natuba	24	100%
Água encanada (Compesa)	0	0%
Outro	0	0%

Fonte: O Autor (2024).

Todas as probabilidades para as questões analisadas (Tabela 21) estão com erro de amostragem abaixo de 20% que, conforme Meunier, Silva e Ferreira (2001), é um percentual coerente para boas interpretações. O cenário local é representado majoritariamente por agricultura familiar, grande quantidade de homens de cor preta/parda, em detrimento das mulheres, por ser um serviço historicamente com grande presença masculina. Além disso, as respostas aos questionários demonstraram que a maioria dos produtores possui pequenas propriedades, ganho salarial baixo, pouca escolaridade, idade acima de 40 anos e período superior a 20 anos de exposição aos agrotóxicos.

Tabela 21 – Probabilidade para respostas positivas e seus respectivos erros de amostragem

Questão	Temática da questão	Probabilidade de resposta positiva (%)	Erro de amostragem (%)
1	Produtor rural é do sexo masculino?	75	± 15,77
2	Produtor rural possui idade igual ou superior a 40 anos?	83,33	± 13,57
3	Produtor rural possui cor de pele preta/parda?	66,66	± 17,16
4	Produtor rural possui ensino fundamental incompleto?	83,33	± 13,57
5	Produtor rural possui renda salarial abaixo de 2 salários mínimos?	79,16	± 14,79
6	Produtor rural é posseiro/assentado/proprietário da terra em que cultiva?	62,5	± 17,63
10	Produtor rural utiliza agrotóxicos em sua lavoura?	79,16	± 14,79
11	Produtor rural aplica agrotóxicos por período superior a 20 anos?	66,66	± 17,16
13	Produtor rural pulveriza agrotóxicos por tempo superior a 30 minutos em um único dia?	54,16	± 18,14
16	Produtor rural recebeu treinamento (formal/informal) para preparação da calda dos agrotóxicos?	58,33	± 17,95
17	Produtor rural já recebeu orientação técnica a respeito de manejo de lavoura?	66,66	± 17,16
28	Produtor rural escoa seu cultivo por meio de atravessadores?	62,5	± 17,63
29	A produção é de cunho familiar?	54,16	± 18,14
30	A fonte de irrigação é a água do rio Natuba?	100	± 0

Fonte: O Autor (2024).

Quanto ao manejo com os agrotóxicos, depreende-se que a maioria dos produtores rurais utilizam algum tipo de composto para o combate a alguma praga/doença em sua lavoura (79,16% ± 14,79), realizam tal pulverização geralmente no meio e no fim da tarde, por meio de pulverizador costal, sem o uso dos Equipamentos de Proteção Individual (EPIs) ou com uso ocasional.

Quanto à compra dos produtos, em sua maioria, não lhes é solicitado o receituário agrônomo nas casas de revenda para a aquisição, fato que majora os riscos da produção local, pois a escolha do produto e aplicação da calda não teria sido supervisionada por um profissional capacitado. Isto pode ser explicado, em parte, pelo alto custo do serviço técnico especializado e a lacuna da atuação de órgãos governamentais, a exemplo do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA).

Foram citadas a utilização de 13 marcas comerciais contendo 12 ingredientes ativos distintos (Quadro 11), pelos produtores rurais como agrotóxicos utilizados na região do baixo Natuba. Entretanto, deve-se levar como pressuposto que alguns produtos não foram relatados, provavelmente devido ao receio de algum tipo de fiscalização dos órgãos competentes. Isso é comprovado devido à detecção de 65 compostos não listados pelos agricultores locais, embora parte deles foi provavelmente utilizada há bastante tempo e ainda continua residualmente no meio.

Quadro 11 – Produtos comerciais em uso relatados por agricultores rurais em Natuba, município de Vitória de Santo Antão-Pernambuco

Produto comercial	Princípio(s) ativo(s)	Grupo químico	Classe química	Toxicologia ambiental	Toxicologia para humanos
Abamex	Abamectina	Avermectina	Acaricida/nematicida/inseticida	III-Produto perigoso ao meio ambiente	4- Produto pouco tóxico
Afalon 450 SC	Linurom	Ureia	Herbicida	II- Produto muito perigoso ao meio ambiente	5- Produto improvável de causar dano
Amistar WG	Azoxistrobina	Estrobilurina	Fungicida	II- Produto muito perigoso ao meio ambiente	5- Produto improvável de causar dano
Cyptrin 250 CE	Cipermetrina	Piretroide	Inseticida	II- Produto muito perigoso ao meio ambiente	4- Produto pouco tóxico
Decis 25 EC	Deltametrina	Piretroide	Inseticida	I- Produto altamente perigoso ao meio ambiente	4- Produto pouco tóxico
Dithane	Mancozeb	Alquilenobis (ditiocarbamato)	Acaricida/fungicida	II- Produto muito perigoso ao meio ambiente	5- Produto improvável de causar dano
Evidence 700 WG	Imidacloprido	Neonicotinoide	Inseticida	III-Produto perigoso ao meio ambiente	4- Produto pouco tóxico
Fusilade 250 EW	Fluasifope-P-butílico	Ácido ariloxifenoxipropiônico	Herbicida	III-Produto perigoso ao meio ambiente	5- Produto improvável de causar dano
Lannate BR	Metomil	Meti-carbamato de oxima	Inseticida	II- Produto muito perigoso ao meio ambiente	3- Moderadamente tóxico
Nativo	Trifloxistrobina	Estrobilurina	Fungicida	II- Produto muito perigoso ao meio ambiente	4- Produto pouco tóxico
	Tebuconazole	Triazol			
Provado 200 SC	Imidacloprido	Neonicotinoide	Inseticida	III-Produto perigoso ao meio ambiente	4- Produto pouco tóxico
Roundup	Glifosato	Glicina substituída	Herbicida	III-Produto perigoso ao meio ambiente	5- Produto improvável de causar dano
Vertimec	Abamectina	Avermectina	Acaricida/nematicida/inseticida	III-Produto perigoso ao meio ambiente	4- Produto pouco tóxico

Fonte: O Autor (2024).

Com relação aos aplicadores de agrotóxicos na localidade, é possível perceber a discrepância do observado com a legislação. O Decreto Federal n. 4.074/02 (Brasil, 2002) estipula que as agências de defesa agropecuária estaduais devem cadastrar os aplicadores de agrotóxicos e a ADAGRO, por sua vez, ratificou este registro para o estado de Pernambuco, por meio da Portaria n. 19/2019 (ADAGRO, 2019).

Entre as exigências para os aplicadores de agrotóxicos estão: ter entre 18 e 60 anos, ser alfabetizado, não estar grávida ou amamentando e utilizar Equipamentos de Proteção Individual (EPIs). No entanto, ao analisar os questionários e a situação no local, verifica-se que muitas dessas diretrizes não são seguidas na região. Além disso, os produtores rurais frequentemente desconhecem a existência de cursos sobre o manejo adequado desses produtos.

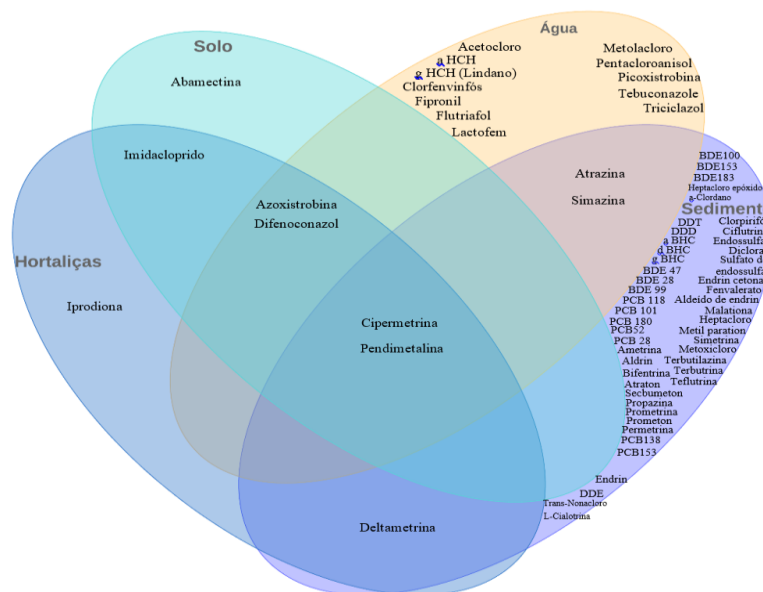
Isso permite inferir que há baixa assistência técnica/fiscalizatória junto a estes atores sociais, fato que, aliado à baixa escolaridade permite a perpetuação das escolhas empíricas dos produtos a serem pulverizados. As escolhas dos ingredientes ativos, bem como dosagem e períodos de carência incorretos, podem resultar em resistências das pragas e maior contaminação humana e ambiental. Na verdade, a área já sofre com anos de aplicação inadequada de agrotóxicos.

Diante do exposto, vários estudos vêm recorrentemente apontando que a maioria dos pequenos produtores rurais apresentam baixa renda (Buralli *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2024), não armazenam adequadamente os agrotóxicos (Bohner, Araújo; Nishijima, 2013; Ritter; Silva; Russini, 2017; Gomes; Araújo; Francelino, 2018), não utilizam (ou o fazem de forma parcial) os Equipamentos de Proteção Individual (EPIs) (Gregolis; Pinto; Peres, 2013; Andrade *et al.*, 2020; Salvador-Shiinoki; Diniz; Alves, 2020), descartam as embalagens vazias de forma incorreta (Marques *et al.*, 2013; Andrade *et al.*, 2020), possuem baixa escolaridade (Bedor *et al.*, 2009; Marques *et al.*, 2013; Carvalho; Ponciano; Souza, 2016; Gomes; Araújo; Francelino, 2018; Andrade *et al.*, 2020) e compram sem receituário agrônomo (Marques *et al.*, 2013; Souza *et al.*, 2016). Ou seja, é perceptível que a realidade aqui elencada para a sub bacia do baixo Natuba também acontece em todas as regiões ao redor do Brasil.

4.2 ANÁLISE DE MATRIZES AMBIENTAIS

Esta seção traz o resultado da avaliação de diversas matrizes ambientais com relação a resíduos de agrotóxicos utilizados na sub bacia do baixo rio Natuba (Figura 36).

Figura 36 – Compostos detectados na comunidade de Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco



Fonte: O Autor (2024).

4.2.1 Caracterização física do perfil dos piezômetros

A análise granulométrica dos oito piezômetros instalados está delineada na Tabela 22.

Tabela 22 – Média (por metro) do percentual da classe textural dos piezômetros

Continua

Local de teste	Perfil (cm)	Areia total (%)	Silte (%)	Argila (%)	Classificação textural (Shepard)	Classificação textural (USDA)
P01	0 +100	79,32%	8,04%	12,64%	Areia	Franco arenoso
	100 +200	64,40%	15,95%	19,65%	Areia argilosa	Franco arenoso
	200 +300	59,68%	17,27%	23,05%	Areia argilosa	Franco argiloso arenoso
	300 +400	42,44%	22,08%	35,48%	Areia-silte-argila	Franco argiloso
P02	0 +100	54,40%	24,54%	21,06%	Areia-silte-argila	Franco argiloso arenoso
	100 +200	80,54%	7,43%	12,03%	Areia	Franco arenoso
	200 +300	79,82%	5,70%	14,48%	Areia	Franco arenoso
	300 +400	31,37%	31,36%	37,27%	Areia-silte-argila	Franco argiloso
P03	0 +100	63,22%	19,76%	17,02%	Areia siltosa	Franco arenoso
	100 +200	64,84%	18,61%	16,55%	Areia siltosa	Franco arenoso
	200 +300	78,79%	12,01%	9,20%	Areia	Franco arenoso
	300 +400	77,34%	8,23%	14,43%	Areia	Franco arenoso
P04	0 +100	43,66%	29,67%	26,67%	Areia-silte-argila	Franco
	100 +200	42,98%	26,99%	30,03%	Areia-silte-argila	Franco argiloso
	200 +300	53,72%	20,63%	25,65%	Areia-silte-argila	Franco argiloso arenoso
	300 +400	49,23%	27,66%	23,11%	Areia-silte-argila	Franco argiloso arenoso
P05	0 +100	62,97%	19,25%	17,78%	Areia siltosa	Franco arenoso
	100 +200	37,23%	30,60%	32,17%	Areia-silte-argila	Franco argiloso
	200 +300	56,05%	18,41%	25,54%	Areia argilosa	Franco argiloso arenoso
	300 +400	49,13%	23,77%	27,10%	Areia-silte-argila	Franco argiloso arenoso
P06	0 +100	53,98%	25,35%	20,67%	Areia-silte-argila	Franco argiloso arenoso
	100 +200	50,92%	23,14%	25,94%	Areia-silte-argila	Franco argiloso arenoso
	200 +300	51,54%	23,81%	24,65%	Areia-silte-argila	Franco argiloso arenoso
	300 +400	41,74%	26,30%	31,96%	Areia-silte-argila	Franco argiloso

Tabela 22 – Média (por metro) do percentual da classe textural dos piezômetros

Local de teste	Perfil (cm)	Areia total (%)	Silte (%)	Argila (%)	Classificação textural (Shepard)	Conclusão
						Classificação textural (USDA)
P07	0+100	76,31%	11,72%	11,97%	Areia	Franco arenoso
	100+200	60,80%	21,89%	17,31%	Areia siltosa	Franco arenoso
	200+300	75,13%	11,22%	13,65%	Areia	Franco arenoso
	300+400	36,95%	30,43%	32,62%	Areia-silte-argila	Franco argiloso
P08	0+100	45,40%	30,91%	23,69%	Areia-silte-argila	Franco
	100+200	26,27%	39,12%	34,61%	Areia-silte-argila	Franco argiloso
	200+300	25,62%	36,08%	38,30%	Areia-silte-argila	Franco argiloso
	300+400	20,40%	38,63%	40,97%	Areia-silte-argila	Argila

Fonte: O Autor (2024).

Pelo fato do solo ser, majoritariamente, neossolo flúvico nesta região, apresenta muita variação quanto a sua composição e isto é percebido na alteração dos percentuais de argila, silte e areia (grossa e fina). Ao se analisar estatisticamente os dados de granulometria, foi possível agregar para cada variável (areia grossa, areia fina, silte e argila) grupos com valores estatisticamente homogêneos dentre os 20 tratamentos (profundidades no perfil do solo), por meio do teste de Scott-Knott (Scott; Knott, 1974), com nível de significância de 5%. A Tabela 23 apresenta este agrupamento, o qual permite concluir que o percentual de argila apresentou diferença significativa entre a faixa de 0+300 cm ($G1_{arg}$) e 300+400 cm ($G2_{arg}$); silte (grupo único: $G1_s$); areia fina: entre 0+280 cm ($G1_{af}$) e 280+400 cm ($G2_{af}$). A areia grossa foi a única variável que não se agrupou apenas em seções contínuas no perfil: houve homogeneidade em 0+60 cm e 240+340 cm ($G1_{ag}$) e entre 60+240 cm e 340+400 cm ($G2_{ag}$).

Tabela 23 – Agrupamento estatístico em grupos homogêneos (Scott-Knott) de acordo com a profundidade do perfil do solo

Profund.	(%)	Agrup.	Profund.	(%)	Agrup.	Profund.	(%)	Agrup.	Profund.	(%)	Agrup.
Areia grossa			Areia fina			Silte			Argila		
0+20	13,88	$G1_{ag}$	220+240	56,65	$G1_{af}$	380+400	29,3	$G1_s$	380+400	32,2	$G1_{arg}$
280+300	13,69	$G1_{ag}$	240+260	55,95	$G1_{af}$	360+380	26,2	$G1_s$	360+380	30,9	$G1_{arg}$
20+40	10,9	$G1_{ag}$	260+280	55,88	$G1_{af}$	340+360	25,5	$G1_s$	340+360	29,8	$G1_{arg}$
300+320	10,07	$G1_{ag}$	200+220	54	$G1_{af}$	300+320	24,8	$G1_s$	300+320	29,6	$G1_{arg}$
40+60	9,04	$G1_{ag}$	60+80	53,67	$G1_{af}$	120+140	24,6	$G1_s$	320+340	29,5	$G1_{arg}$
260+280	8,7	$G1_{ag}$	20+40	53,37	$G1_{af}$	320+340	24,4	$G1_s$	100+120	25,1	$G2_{arg}$
320+340	8,09	$G1_{ag}$	180+200	53,35	$G1_{af}$	100+120	24,2	$G1_s$	80+100	24,6	$G2_{arg}$
240+260	7,6	$G1_{ag}$	0+20	51,53	$G1_{af}$	80+100	23,8	$G1_s$	280+300	24,6	$G2_{arg}$
60+80	5,64	$G2_{ag}$	160+180	51,28	$G1_{af}$	160+180	22,7	$G1_s$	120+140	24,6	$G2_{arg}$
340+360	5,59	$G2_{ag}$	140+160	50,85	$G1_{af}$	180+200	21,8	$G1_s$	140+160	23,9	$G2_{arg}$
80+100	4,44	$G2_{ag}$	40+60	49,89	$G1_{af}$	40+60	21,6	$G1_s$	180+200	22,8	$G2_{arg}$
160+180	4,33	$G2_{ag}$	120+140	47,83	$G1_{af}$	140+160	21,6	$G1_s$	200+220	22,1	$G2_{arg}$
100+120	4,3	$G2_{ag}$	80+100	47,18	$G1_{af}$	200+220	21,1	$G1_s$	160+180	21,7	$G2_{arg}$
140+160	3,66	$G2_{ag}$	100+120	46,39	$G1_{af}$	0+20	20,7	$G1_s$	220+240	21,6	$G2_{arg}$
220+240	3,09	$G2_{ag}$	280+300	41,81	$G2_{af}$	60+80	20,1	$G1_s$	60+80	20,6	$G2_{arg}$
120+140	2,96	$G2_{ag}$	360+380	40,62	$G2_{af}$	280+300	19,9	$G1_s$	260+280	20,4	$G2_{arg}$
200+220	2,86	$G2_{ag}$	340+360	39,19	$G2_{af}$	20+40	19,6	$G1_s$	240+260	20,3	$G2_{arg}$
380+400	2,32	$G2_{ag}$	320+340	37,97	$G2_{af}$	220+240	18,6	$G1_s$	40+60	19,4	$G2_{arg}$
360+380	2,28	$G2_{ag}$	380+400	36,24	$G2_{af}$	240+260	16,1	$G1_s$	20+40	16,2	$G2_{arg}$
180+200	2,13	$G2_{ag}$	300+320	35,51	$G2_{af}$	260+280	15	$G1_s$	0+20	13,9	$G2_{arg}$

Fonte: O Autor (2024).

Legenda: Profund. – Profundidade; Agrup. – Agrupamento.

Corroborando com a análise feita acima, Cunha Filho (2013) e Nascimento (2013) assinalam que há na região do baixo Natuba um aumento de argila e diminuição gradativa de areia, da camada mais superficial até a mais profunda.

4.2.2 Avaliação dos recursos hídricos

Na Tabela 24 estão expostos os resultados de análise dos agrotóxicos para cada uma das sub matrizes de água avaliadas. Foram detectados 18 compostos, sendo 7 fungicidas, 6 herbicidas e 5 inseticidas. Entretanto, quanto à detecção dos referidos ingredientes ativos nas amostras, de um total de 66 detecções de contaminantes, foi possível perceber maior proeminência dos herbicidas (45,45% das detecções), seguida dos inseticidas (31,82%) e, por último, fungicidas (com 22,73% detecções).

Não foi possível detectar resíduos de agrotóxicos nos quatro pontos de coleta de água de chuva na comunidade de Natuba, apesar da maioria dos compostos comercializados no município possuírem alta pressão de vapor (condição físico-química preponderante para sua disponibilidade na atmosfera). Alguns fatores podem ter contribuído para isso acontecer, dentre os quais, destaca-se: a baixa velocidade do vento na região (média de 6,5 km/h para os dados da APAC na região entre o período de 04/2013 a 04/2017), que contribui para uma menor dispersão, ao se levar em consideração que acima de 10 km/h é que Azevedo e Freire (2006) assinalam como condição imprópria para pulverização. Associado a isso, tem-se aplicação dos compostos localmente por meio de pulverizador costal (questão 18 do questionário), o qual consegue menor dispersão se comparado às barras de pulverização e, principalmente, aos métodos aéreos como drone e aeronaves tripuladas.

Além disso, outro fator destacado por Spadotto *et al.* (2010) para a baixa probabilidade na volatilização, e que é identificado nos dados da APAC para a região, é a alta umidade relativa do ar (média acima de 75%), tendo em vista que quanto maior for este parâmetro, menor será a evaporação do composto por causa da maior saturação do ar. Associado a isto, a região utiliza a irrigação em excesso, fazendo com que os solos estejam em geral bastante úmidos e, consequentemente, parte dos compostos estejam dissolvidos na solução, colaborando com a menor disponibilização destas substâncias para volatilização.

Tabela 24 – Resultado da análise de agrotóxicos na água da comunidade de Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco

								Continua
Matriz analisada	Local de coleta	Período de amostragem	Composto	Classe	Grupo químico	Concentração identificada (µg.L ⁻¹)	LMR (µg.L ⁻¹)	Percentual acima do permitido (%)
Chuva	C1	Inverno	-	-	-	-	-	-
	C2		-	-	-	-	-	
	C3		-	-	-	-	-	
	C4		-	-	-	-	-	
	C1	Verão	-	-	-	-	-	-
	C2		-	-	-	-	-	
	C3		-	-	-	-	-	
	C4		-	-	-	-	-	
Tanque de lavagem de hortaliças	T1	Inverno	Atrazina	Herbicida	Triazina	0,211	2*	--
			Simazina	Herbicida	Triazina	0,173	2*	--
			Azoxistrobina	Fungicida	Estrobilurina	1,391	-	--
			Cipermetrina	Formicida/inseticida	Piretroide	<LQ	-	--
			Pendimetalina	Herbicida	Dinitroanilina	0,253	-	--
	T2		Azoxistrobina	Fungicida	Estrobilurina	1,319	-	--
			Cipermetrina	Formicida/inseticida	Piretroide	0,4	-	--
			Pendimetalina	Herbicida	Dinitroanilina	<LQ	-	--
	T3		Azoxistrobina	Fungicida	Estrobilurina	27,965	-	--
			Cipermetrina	Formicida/inseticida	Piretroide	16,424	-	--
			Pendimetalina	Herbicida	Dinitroanilina	0,489	-	--
	T4		Pendimetalina	Herbicida	Dinitroanilina	<LQ	-	--
			Cipermetrina	Formicida/inseticida	Piretroide	<LQ	-	--
	T1	Verão	-	-	-	-	-	-
	T2		Fipronil	Cupinicida/formicida/inseticida	Pirazol	<LQ	-	--
	T3		-	-	-	-	-	-
	T4		Fipronil	Cupinicida/formicida/inseticida	Pirazol	<LQ	-	--

Tabela 24 – Resultado da análise de agrotóxicos na água da comunidade de Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco

Tabela 2.7 – Resultados da análise de agrotóxicos na água da comunidade de Natasy, Vitória de Santo Antão- Pernambuco								Continuação
Matriz analisada	Local de coleta	Período de amostragem	Composto	Classe	Grupo químico	Concentração identificada (µg.L ⁻¹)	LMR (µg.L ⁻¹)	Percentual acima do permitido (%)
Rio	R1	Inverno	-	-	-	-	-	-
	R2		-	-	-	-	-	-
	R3		Picoxistrobina	Fungicida	Estrobilurina	<LQ	-	--
	R4		-	-	-	-	-	-
	R1	Verão	Fipronil	Cupinicida/formicida/inseticida	Pirazol	<LQ	-	--
	R2		Clorfenvinfós	Inseticida/acaricida	Organofosforado	<LQ	-	Proibido
	R3		-	-	-	-	-	-
	R4		-	-	-	-	-	-
Nascente	N1	Inverno	-	-	-	-	-	-
	N1	Verão	Cipermetrina	Formicida/inseticida	Piretroide	2,966	0,1 ****	2966%
Aquífero	P1.1	Inverno	Atrazina	Herbicida	Triazina	0,189	2****	--
			Picoxistrobina	Fungicida	Estrobilurina	<LQ	0,1 ****	--
	P2.1		Atrazina	Herbicida	Triazina	0,968	2****	--
			Simazina	Herbicida	Triazina	0,796	2****	--
	P3.1		-	-	-	-	-	-
	P4.1		Atrazina	Herbicida	Triazina	<LQ	2****	--
	P5.1		-	-	-	-	-	-
	P6.1		Atrazina	Herbicida	Triazina	0,222	2****	--
	P7.1		-	-	-	-	-	-
	P8.1		-	-	-	-	-	-
	P10.1		-	-	-	-	-	-
	P1.2		Atrazina	Herbicida	Triazina	0,067	2****	--

Tabela 24 – Resultado da análise de agrotóxicos na água da comunidade de Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco

Tabela 17 - Resultados da análise de agrotóxicos na água da comunidade de Paratuba, Vila do Santo André - Pernambuco								Continuação
Matriz analisada	Local de coleta	Período de amostragem	Composto	Classe	Grupo químico	Concentração identificada (µg.L ⁻¹)	LMR (µg.L ⁻¹)	Percentual acima do permitido (%)
Aquífero	P2.2	Inverno	Atrazina	Herbicida	Triazina	1,925	2***	--
			Lindano (Gama HCH)	Inseticida	Organoclorado	<LQ	2***	Proibido
	P3.2		Pendimetalina	Herbicida	Dinitroanilina	0,106	20***	--
			Difenoconazole	Fungicida	Triazol	<LQ	30**	--
			Lindano (Gama HCH)	Inseticida	Organoclorado	<LQ	2***	Proibido
	P4.2		Atrazina	Herbicida	Triazina	0,065	2***	--
			Lindano (Gama HCH)	Inseticida	Organoclorado	<LQ	2***	Proibido
			Pendimetalina	Herbicida	Dinitroanilina	<LQ	20***	--
	P5.2		Atrazina	Herbicida	Triazina	0,121	2***	--
			Fipronil	Cupinicida/formicida/inseticida	Pirazol	0,117	1,2**	--
			Lindano (Gama HCH)	Inseticida	Organoclorado	0,671	2***	Proibido
			Metolacoloro	Herbicida	Cloroacetanilida	0,502	10***	--
			Tebuconazole	Fungicida	Triazol	0,656	180**	--
			Acetocloro	Herbicida	Cloroacetanilida	0,47	0,1 ****	470%
			Alfa-HCH	Inseticida	Organoclorado	0,279	0,1 ****	Proibido
			Pentacloroanisol	Fungicida/inseticida	Hidrocarboneto halogenado	<LQ	9***	Proibido
			Triciclazol	Fungicida	Benzotiazol	0,06	0,1 ****	--

Tabela 24 – Resultado da análise de agrotóxicos na água da comunidade de Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco

Tabela 17 - Resultados da análise de agrotóxicos na água da comunidade de Matapé, Vitória de Santo Antão - Pernambuco								Continuação
Matriz analisada	Local de coleta	Período de amostragem	Composto	Classe	Grupo químico	Concentração identificada (µg.L ⁻¹)	LMR (µg.L ⁻¹)	Percentual acima do permitido (%)
Aquífero	P6.2	Inverno	Atrazina	Herbicida	Triazina	0,385	2***	--
			Flutriafol	Fungicida/inseticida	Triazol	0,229	30**	--
			Lindano (Gama HCH)	Inseticida	Organoclorado	0,086	2***	Proibido
			Difenoconazole	Fungicida	Triazol	<LQ	30**	--
			Tebuconazole	Fungicida	Triazol	<LQ	180**	--
			Pendimetalina	Herbicida	Dinitroanilina	<LQ	20***	--
			Alfa-HCH	Inseticida	Organoclorado	<LQ	0,1 ****	Proibido
			Atrazina	Herbicida	Triazina	<LQ	2***	--
			Fipronil	Cupinicida/formicida/inseticida	Pirazol	<LQ	1,2**	--
			Lindano (Gama HCH)	Inseticida	Organoclorado	0,11	2***	Proibido
	P7.2		Metolacoloro	Herbicida	Cloroacetanilida	0,079958985	10***	--
			Pendimetalina	Herbicida	Dinitroanilina	<LQ	20***	--
	P8.2		-	-	-	-	-	-
	P10.2		-	-	-	-	-	-
	P1.1	Verão	Pendimetalina	Herbicida	Dinitroanilina	<LQ	20***	--
	P2.1		Atrazina	Herbicida	Triazina	1,647	2***	--
	P3.1		-	-	-	-	-	-
	Atrazina		Herbicida	Triazina	1,109	2***	--	
	Fipronil		Cupinicida/formicida/inseticida	Pirazol	<LQ	1,2**	--	
	Lindano (Gama HCH)		Inseticida	Organoclorado	<LQ	2***	Proibido	

Tabela 24 – Resultado da análise de agrotóxicos na água da comunidade de Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco

								Conclusão
Matriz analisada	Local de coleta	Período de amostragem	Composto	Classe	Grupo químico	Concentração identificada (µg.L ⁻¹)	LMR (µg.L ⁻¹)	Percentual acima do permitido (%)
Aquífero	P5.1	Verão	-	-	-	-	-	-
	P6.1		-	-	-	-	-	-
	P7.1		Pentacloroanisol	Fungicida/inseticida	Hidrocarboneto halogenado	<LQ	9***	Proibido
	P8.1		Tebuconazole	Fungicida	Triazol	<LQ	180**	--
			Difenoconazole	Fungicida	Triazol	<LQ	30**	--
	P10.1		-	-	-	-	-	-
	P1.2		-	-	-	-	-	-
	P2.2		Atrazina	Herbicida	Triazina	2,946	2***	47%
	P3.2		-	-	-	-	-	-
	P4.2		Atrazina	Herbicida	Triazina	1,348	2***	--
	P5.2		-	-	-	-	-	-
	P6.2		Lactofem	Herbicida	Éter difenílico	0,0964	0,1 ****	--
	P7.2		-	-	-	-	-	-
	P8.2		-	-	-	-	-	-
	P10.2		-	-	-	-	-	-

Fonte: O Autor (2024).

Legenda: * - Resolução CONAMA n. 357/2005; ** - Portaria ANVISA n. 888/2021; *** - Resolução CONAMA n. 396/2008; **** - Limite estabelecido pela União Europeia;
 - Não houve composto detectado na amostra; -- Composto não excedeu o limite legal.

A análise dos tanques de lavagem demonstrou a presença dos compostos atrazina, azoxistrobina, cipermetrina, fipronil, pendimetalina e simazina. Além do reservatório, estes compostos sofreram detecção adicional em pelo menos duas matrizes (poço, rio, solo, sedimento de rio e/ou hortaliças).

Azoxistrobina e cipermetrina foram quantificados em maior concentração que os demais, sugerindo maior exposição desses compostos na área. Isto pode ser corroborado pelo fato da constatação deles em hortaliças (alface e coentro) corresponder a 40% do total das detecções avaliadas para esta matriz.

A presença de agrotóxicos nesses tanques ocorre, obviamente, pela lavagem das hortaliças contaminadas nessas águas, repassando parte de sua contaminação mais superficial. Entretanto, instrumentos utilizados no campo (como roupas, luvas, botas, enxadas, pulverizador costal) também são vetores da contaminação para os tanques por meio da limpeza destes, bem como o ato da mistura da calda é possível fonte contaminante (Figura 37).

Figura 37 – Lavagem de hortaliças (esquerda) e preparação da calda de pulverização de agrotóxicos (direita) no tanque de lavagem na comunidade de Natuba



Fonte: O Autor (2024).

Em geral, os reservatórios não são renovados constantemente como deveriam ser. Então, há probabilidade também de contaminação inversa – do depósito para as hortaliças – após a colheita, devido ao acúmulo de resíduos no tanque. Sendo assim, sugere-se a repetição deste tipo de análise com foco no entendimento do potencial de contaminação como um todo nas bacias hidrográficas agrícolas, tanto para as hortaliças ali lavadas quanto para o solo/rio/aquífero quando descartada para o meio ambiente.

Quanto à qualidade do rio Natuba (seção que corta a comunidade), a Resolução CONAMA n. 357/2005 é clara ao afirmar o enquadramento de Classe I para os corpos hídricos superficiais que são utilizados para irrigação de hortaliças que serão consumidas cruas, como é o caso da área em estudo. Para esta possível classificação, alguns critérios visuais na localidade são desatendidos, a exemplo da presença de espumas e materiais flutuantes não naturais, inclusive resíduos sólidos, e substâncias que geram odor (Figura 38).

Do ponto de vista de contaminantes, a normativa não traz valores máximos aceitáveis para as três substâncias identificadas no rio, não sendo possível, portanto, avaliá-los sob este aspecto. Entretanto, o clorfenvinfós foi proibido no país para uso agrícola em 2002 pela ANVISA, por meio da Resolução RDC n. 347/2002. Por outro lado, para o uso veterinário possui autorização do MAPA para oito produtos comerciais, a saber: “Gado limpo”; “Mata bicheira calbos”; “Carbenson”; “Matabicheiras forte SV”; “Aerocid total prata”; “Boiflin pó”; “Supokill” e “Supox”.

Figura 38 – Imagem do rio Natuba na área em estudo, destacando a presença de resíduos sólidos



Fonte: O Autor (2024).

O fato de ter sido encontrado tão somente na matriz rio, associado a possuir meia vida de hidrólise de 125 dias (persistente em água), não estar na lista dos compostos pulverizados na localidade, torna mais latente a hipótese de que tal substância realmente não tenha sido utilizada nas hortas da região, mas em alguma área da sub bacia (à montante) em que há a criação de animais e houve o arraste do contaminante solubilizado na água para a parte mais baixa.

O fungicida picoxistrobina, apesar de igualmente ao clorfenvinfós, não ter sido relatado na comercialização do município nem nos produtos aplicados na comunidade do baixo Natuba,

foi identificado no poço de monitoramento 1 (primeira incursão de amostragem de inverno). O fato de não ter sido relatado sua comercialização pressupõe um uso de produto que já deveria estar no estoque de algum produtor, tendo em vista que dados do IBAMA (2022) não relatam venda desse composto em 2022 para o estado de Pernambuco. O fipronil, por sua vez, foi detectado em tanque de lavagem e em três dos poços de monitoramento.

Foram identificados dois compostos no rio no verão, em detrimento de um apenas no inverno. Isso pode ter acontecido devido ao volume maior e fluxo mais rápido no inverno em que se tem as maiores precipitações na região, tendendo a dissolver mais rapidamente os contaminantes ou levá-los para locais com cotas mais baixas em maior velocidade. Especificamente na semana da coleta, foi registrado precipitação acumulada de 48,4 mm (junho/2023) no posto mais próximo de medição, em detrimento de 7,4 mm em dezembro/2023 (verão).

Algo relevante a ser discutido, baseado nos resultados para o rio, é a omissão do Poder Público sobre a inclusão dos compostos agrotóxicos mais utilizados no Brasil na listagem da Portaria 888/2021, que altera o anexo XX da Portaria de Consolidação n. 05/2017 do Ministério da Saúde, e demais normativas pertinentes. Reforçando as lacunas deixadas pela referida norma, a Fiocruz (2020) recomenda a inclusão de mais ingredientes ativos para a verificação da potabilidade, reavaliação dos valores máximos permitidos, definição de atitudes que devem ser colocadas em práticas em situações de não conformidade e as competências de cada órgão envolvido. Especificamente com relação aos limites máximos, a Fiocruz recomenda que sejam balizados pelo exposto na Diretriz 2015/1787, de 06/10/2015 da União Europeia, que permite o máximo de 0,1 $\mu\text{g/L}$ -1 por composto e 0,5 $\mu\text{g/L}$ -1 se considerar o somatório de todos os ingredientes analisados em uma mesma amostra.

Para este monitoramento de água de abastecimento público, a Portaria de Consolidação nº 5 de 2017 do Ministério da Saúde (Ministério da Saúde, 2017) prevê que seja elaborado um plano de amostragem, análise dessa água e que seja realizada ao menos uma análise semestral da água bruta nos pontos de captação dos sistemas de abastecimento público. Dessa forma, como as águas do rio Natuba se direcionam para o rio Tapacurá que é vazão utilizada para o provisionamento hídrico da RMR, a pesquisa vai em direção aos critérios mais atuais a respeito da avaliação da presença de agrotóxicos em mananciais superficiais, apesar de a captação para tal provisionamento não ser realizada diretamente na região de análise.

Esta ação representa avanço na identificação de possíveis não conformidades, tendo em vista que autores como Gunkel *et al.* (2003) apontaram que a qualidade de água que chega no reservatório do Tapacurá é diretamente atingida pela produção agrícola presente na bacia, mas

a avaliação de tais autores se ateve aos parâmetros indicadores de eutrofização. Menezes *et al.* (2014), por sua vez, identificaram embalagens vazias de agrotóxicos no referido reservatório ao realizar um estudo de avaliação de resíduos sólidos no local.

Tal informação é imbuída de mais relevância, tendo em vista que não foram encontrados dados do Vigiágua (2023) para a Região Metropolitana do Recife (RMR) após 2020, o que representa uma lacuna importante de dados. Além disso, as poucas informações existentes na base de dados não englobam, em sua maioria dados de água bruta, como pede a legislação.

Indo além na análise, uma das nascentes existentes no Assentamento Serra Grande no médio Natuba (que dista aproximadamente 8 km de distância) indicou contaminação por cipermetrina em altas doses (2,966 µg/L) no período de verão, sugerindo contaminação do recurso hídrico antes mesmo de se chegar na área agrícola do baixo Natuba. Apesar de não se ter limites máximos regulados no Brasil para este analito, este valor é extremamente elevado e sugere doses elevadas de aplicação na região, fato que é ainda mais perigoso porque se tem diversas outras nascentes na área. Tomando como pressuposto o limite estabelecido pela União Europeia (0,1 µg/L), tal amostra estaria 2.966 % acima do recomendado.

A cipermetrina é amplamente utilizada no país, sendo aprovada para 45 culturas distintas no combate aos insetos e formigas, entretanto, já foi comprovada sua neurotoxicidade (Ribeiro, 2022), ototoxicidade (Cunha *et al.*, 2019), além de carcinogenicidade (Huang *et al.*, 2018).

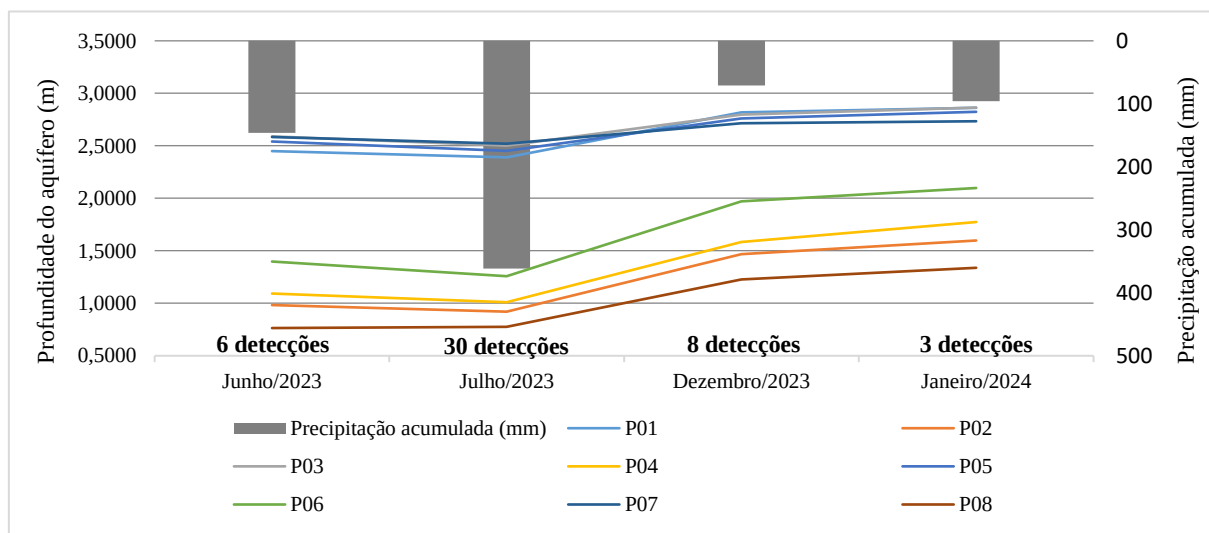
Neste sentido, as análises aqui detalhadas fornecem indícios de confirmação da hipótese levantada por Pereira (2012) e Oliveira (2014) quanto à possibilidade de a maior parcela das nascentes do referido assentamento estarem contaminadas por agrotóxicos, devido à utilização desses compostos nas áreas agrícolas próximas. Como houve a análise de apenas uma das fontes, o ideal é que se colocasse em prática um estudo mais amplo para asseverar a amplitude desta contaminação. Entretanto, é possível perceber que há pulverização próximas a outras nascentes da região. As autoras ressaltam que, para algumas das nascentes, houve relatos, inclusive, de sintomas clínicos negativos após ingestão das águas, o que confirmaria a contaminação.

Ao analisar o aquífero freático local de Natuba, constatou-se sua contaminação por 15 contaminantes distintos, divididos entre todos os 8 poços de monitoramento instalados. O poço 9 (localizado no embasamento cristalino) foi desconsiderado para efeitos desta pesquisa pelo fato da equipe ter notado, apenas na última incursão no período de verão, que o mesmo se encontrava soterrado: no período de chuva houve acúmulo de lâmina d'água em cima do solo no poço, dificultando a detecção precoce da referida situação. Por sua vez, o poço 10 (em

operação) não apresentou resíduos de compostos agrotóxicos, sugerindo que a contaminação não chegou em camadas mais profundas no embasamento cristalino, fato corroborado por Gomes e Barizon (2014), quando comentam a respeito da menor vulnerabilidade de aquíferos mais profundos.

A maior carga de contaminantes foi identificada na época de inverno: foram 36 detecções individuais de compostos nas duas incursões de inverno (junho e julho) e 11 detecções nas campanhas de verão (dezembro e janeiro). Isto se deve principalmente à zona vadosa ou não saturada (espessura da camada do solo entre a superfície e zona saturada) no inverno ser menor, se comparado ao verão, associado à maior precipitação pluviométrica no inverno que promove maior lixiviação das substâncias no perfil do solo. Corroborando com este fato, Sahya *et al.* (2023) comentam que essa zona tem a capacidade de retenção de contaminantes/poluentes por meio de processos biogeoquímicos, os quais podem sofrer interferência pelo tamanho dos grãos, permeabilidade e teor de umidade. Neste sentido, a Figura 39 apresenta estes dados, relacionando o acumulado de precipitação (referente a um período de 30 dias anteriores ao dia da coleta das amostras), a quantidade de detecções e a profundidade dos poços em cada período de análise.

Figura 39 – Profundidade de lençol freático e precipitações acumuladas nos meses de coleta de amostras dos poços de monitoramento



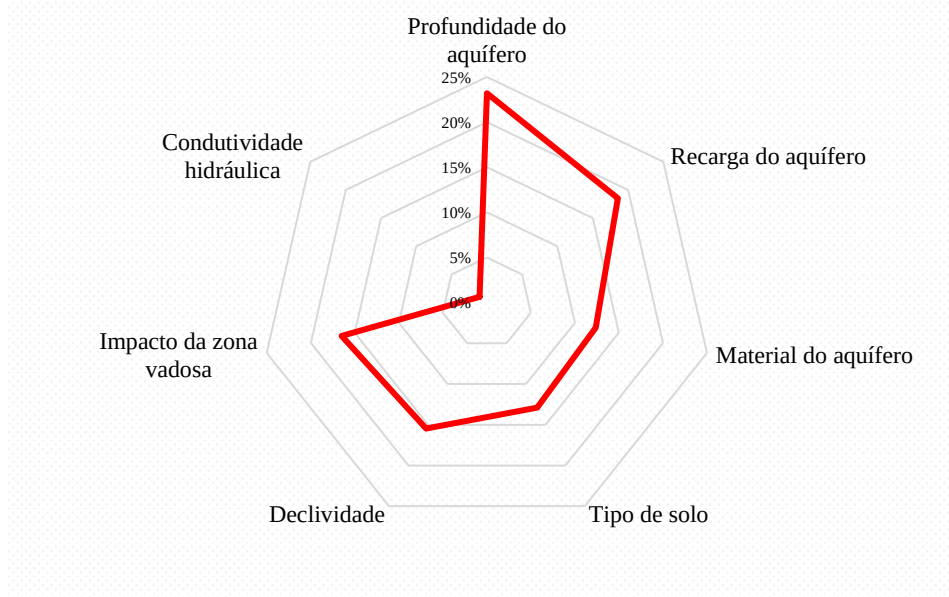
Fonte: O Autor (2024).

A profundidade máxima alcançada, do solo até o nível freático, foi de 2,86 m nos períodos de coleta. Sendo assim, como é possível relacionar que nos primeiros 3 metros há maior percentual de areia fina e menor de argila (com constância de silte), fato que se inverte no quarto metro, conforme agrupamento estatístico realizado, não se pode afirmar que o fator

textural do solo, nas condições desta pesquisa, influenciou significativamente a diferenciação da frequência das detecções dos contaminantes entre os períodos de inverno/verão, mas certamente é um facilitador para a percolação dos compostos, quando comparado com cenários de solos mais argilosos.

No contexto geral, conforme parâmetros e ponderações sugeridos por Aller *et al.* (1987) para avaliar a vulnerabilidade de um aquífero ser contaminado por agrotóxicos (modelo DRASTIC agrotóxico), a região de Natuba possui características que indicam vulnerabilidade muito alta para tal contaminação (Figura 40), corroborando com os resultados de análise do lençol freático. As características que o fizeram ser assim classificado foram: aquífero raso, recarga com valores altos (337,03 mm/ano), material de solo de textura predominantemente arenosa nos primeiros perfis do solo, além da pouca declividade topográfica, que pressupõe tendência de menor escoamento superficial e maior percolação vertical.

Figura 40 – Avaliação da vulnerabilidade do aquífero freático da comunidade do baixo Natuba



Fonte: O Autor (2024).

Ao comparar estes resultados com os obtidos por Nascimento (2013), percebeu-se o aumento dos compostos detectados no aquífero, de 4 para 15 ingredientes ativos, sugerindo uso em maior quantidade dos demais compostos disponíveis no mercado com o passar dos anos. Isto faz sentido, pois há uma tendência de que as pragas criem resistência a determinadas substâncias e haja a “necessidade” de aplicação de compostos ainda mais fortes ou conjugação de mais de uma substância para tentar combatê-las. O resultado é aumento da contaminação das matrizes ambientais, pondo-as em total desequilíbrio. Além disso, a precipitação acumulada entre julho/julho de 2012 (época de avaliação da autora) foi 41% menor, se comparado ao

mesmo período de 2023, fato que também pode ter impactado na menor quantidade de detecções de Nascimento (2013).

É possível perceber que, dentre as 47 detecções de contaminantes nos piezômetros, 12 (25,53%) apresentaram alguma não conformidade legal, seja a detecção de composto proibido no país, seja pela concentração acima do valor máximo permitido no Brasil ou até mesmo pelos dois fatores conjuntamente. Entretanto, deve-se considerar que os limites estabelecidos no Brasil estão bem acima de regiões mais restritivas, a exemplo da União Europeia.

Sendo assim, apesar da maioria das amostras não ter se apresentado como inadequada pela legislação brasileira, a Campanha Nacional em Defesa do Cerrado (2023) expõe, a partir do que foi analisado e discutido em estudo no Cerrado brasileiro, que os valores máximos permitidos por lei não asseguram a salubridade ambiental e humana para os compostos que tem potencial de causar cânceres e desregulações endócrinas, uma vez que valor acima de zero pode significar risco à vida. Ademais, o valor máximo permitido (VMP) não leva em consideração a soma das concentrações, que pode agravar ainda mais os efeitos ambientais e humanos.

Assim, mesmo que o VMP por lei não tenha sido atingido ou ultrapassado, isso não significa a salubridade do meio ambiente analisado (Campanha Nacional em Defesa do Cerrado, 2023). Na verdade, não se tem consenso sobre o que seria um nível seguro de “dose” de agrotóxicos a potabilidade da água (Howard, 2023).

Além disso, não é considerado na análise o efeito sinérgico da união de várias substâncias numa mesma amostra e isto se mostra importante pelo fato de ter sido registrado amostras no aquífero com até nove ingredientes distintos. Conforme Fortes e Barrocas (2023), esses efeitos sinérgicos não são levados em consideração e não foram incluídos nas normativas brasileiras, que regulam o limite máximo permitido de um dado contaminante em água.

Outro fato que há que se considerar é a detecção de lindano ou gama-HCH (7 vezes), alfa-HCH (2 vezes) e pentacloroanisol (2 vezes) nos poços de monitoramento, compostos proibidos no Brasil. Lindano foi banido em 1985 para uso agrícola pelo fato de ser extremamente persistente no meio ambiente, entretanto, seu uso veterinário e como preservante de madeira só foi abolido em 2000 e 2006, respectivamente.

A utilização do lindano na área em estudo pode ser explicada a partir de possível contrabando de produtos ou até mesmo venda de estoque antigo (antes do banimento) de tais compostos (Carmo, 2015). Quanto ao isômero alfa do HCH, CETESB (2018) ressalta que este pode ser detectado no meio ambiente em locais tratados com lindano, o que justifica a detecção de tal composto, mas em menor proporção ao gama-HCH na região. Quanto ao pentacloroanisol, trata-se de um metabólito do pentaclorofenol, o qual foi restringido para uso

agrícola também em 1985 e, como preservante de madeira em 2006 por meio da Instrução Normativa n. 132/2006 do IBAMA. A detecção de organoclorados em água se deve ao equilíbrio físico-químico das matrizes água-sedimento.

Dito isto, o Brasil tem se mostrado aquém do ideal no que se refere à restrição de compostos que são considerados danosos à saúde humana e meio ambiente, apesar de estar bem à frente de várias nações em desenvolvimento. Segundo a organização *Pesticide Action Network International* (PAN, 2022), que realiza investigações em nível internacional a respeito da temática, o Brasil possui 133 compostos banidos, enquanto a União Europeia e Reino Unido: 464, Arábia Saudita: 201, Turquia: 212, Suíça: 141 e Egito: 140.

Quanto aos compostos verificados nas análises de água desta pesquisa, é possível verificar que, dos 18 compostos, 11 são banidos ou não aprovados nos países integrantes da União Europeia. Na qualidade de bloco mais restritivo do mundo, a região pode ser considerada como parâmetro para uma boa política no que se refere à proteção do meio ambiente, contrapondo-se às políticas brasileiras.

De todos os ingredientes ativos, a atrazina se destacou com a maior quantidade de detecções na água, apesar de ter sido proibida na União Europeia desde 2003, incluindo Suíça, país em que se situa a matriz da multinacional Syngenta (produtora do composto). O ingrediente ativo que é o terceiro mais usado no Brasil, além de haver se destacado pela quantidade de detecções na localidade, também sobressaiu-se por ter apresentado os maiores valores de concentração nos piezômetros (acima de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Ao realizar análise de variância para tal composto, comparando os tempos de análise para o aquífero, concluiu-se que não houve diferença estatisticamente significativa entre eles. Apesar disto, foi possível constatar maior número de detecções no inverno do que no verão, entretanto, no verão foi obtida maior média de contaminação entre todos os poços, indicando menor diluição, pela chuva, das cargas aplicadas nas proximidades dos poços 2 e 4, localizado em glebas em que há a produção de milho majoritariamente.

Neste sentido, Bethsass e Colangelo (2013) comentam sobre as evidências da atrazina interferir na reprodução e no desenvolvimento, podendo gerar casos de cânceres. Além disso, o composto é frequentemente identificado como contaminante em diversos aquíferos no mundo, mesmo anos após sua proibição (nos países em que foi adotado tal decisão) (Beegum *et al.*, 2020; Espín *et al.*, 2020; Giacobone *et al.*, 2022).

Por fim, como resultado do dossiê sobre agrotóxicos nas águas do cerrado (Campanha Nacional em Defesa do Cerrado, 2023), e que também pode ser recomendada para as demais regiões agrícolas como Natuba, sugere-se o banimento de agrotóxicos não aprovados em outros

países (a exemplo da União Europeia), além de implementar uma maior fiscalização da produção, transporte, armazenamento e utilização desses produtos, incluindo prazo para vencimento de registro de agrotóxico no país, reforçando assim a necessidade de reavaliação periódica.

4.2.3 Avaliação das hortaliças

A primeira amostragem de hortaliças (período de verão) apresentou detecção dos compostos azoxistrobina, cipermetrina, difenoconazol e pendimetalina entre as amostras de alface e coentro. No período de inverno houve repetição destes compostos, a exceção da pendimetalina, e detecção adicional de deltametrina, iprodiona e imidacloprido (Tabela 25).

O método utilizado apresenta limite de detecção (LD) de 0,004 mg/kg e limite de quantificação (LQ) de 0,01 mg/kg, o que significa que o composto pode ser detectado a partir do valor de LD (estudo de traço), mas só pode ser quantificado com precisão razoável na curva de calibração a partir do valor de LQ. Sendo assim, não se pode descartar a existência de outros compostos nas amostras coletadas que não puderam ser detectados.

Aparentemente, não houve influência das condições climáticas como a precipitação nos resultados das hortaliças, tendo em vista que o período de inverno trouxe ainda mais compostos que o verão, adicionando deltametrina, imidacloprido e iprodiona à lista de compostos detectados e quantificados nas análises.

Apesar de se ter em mente as dificuldades da amostragem simples aleatória no que se refere à restrição à abrangência de seu resultado a um universo maior, sabe-se, a partir do diagnóstico de visitas técnicas e de estudo anterior na região (Nascimento, 2013), que o cenário de contaminação de hortaliças existe e não é apenas pontual.

Não foram encontrados resíduos nas amostras de cebolinha e, corroborando com este resultado, esta cultura foi a que apresentou menor quantidade de compostos e concentração total de contaminantes nas análises de Nascimento (2013) (em amostragem composta), fato que sugere menor utilização de agrotóxicos neste tipo de cultivo na região devido à baixa incidência de doenças, se comparado às culturas de alface e coentro na localidade. Além disso, sua arquitetura foliar com menor área de contato permite menor absorção foliar que as demais culturas avaliadas, tendo em vista que a retenção dos agrotóxicos nas culturas agrícolas depende de diversos fatores, dentre os quais está a topografia da superfície da folha (Silva *et al.*, 2008).

Tabela 25 – Compostos identificados em hortaliças cultivadas no baixo rio Natuba, Vitória de Santo Antão – Pernambuco

Cultura	Constatação de resíduos	Período de amostragem	Composto	Classe	Grupo químico	Concentração identificada (mg/kg)	LMR (mg/kg)	Percentual acima do permitido (%)
Alface	SIM	Inverno	Cipermetrina	Formicida/inseticida	Piretroide	2,99	0,07	4171%
	SIM		Azoxistrobina	Fungicida	Estrobilurina	0,021	20	-
			Deltametrina	Formicida/inseticida	Piretroide	0,04	NA	NA
			Difenoconazol	Fungicida	Triazol	0,1	3	-
	SIM	Verão	Cipermetrina	Formicida/inseticida	Piretroide	0,11	0,07	57,14%
			Difenoconazol	Fungicida	Triazol	0,021	3	-
Cebolinha	NÃO	Inverno	-	-	-	-	-	-
	NÃO	Verão	-	-	-	-	-	-
Coentro	SIM	Inverno	Azoxistrobina	Fungicida	Estrobilurina	0,184	0,4	-
			Deltametrina	Formicida/inseticida	Piretroide	0,169	NA	NA
			Difenoconazol	Fungicida	Triazol	0,211	NA	NA
			Imidacloprido	Neonicotinoide	Inseticida	0,034	NA	NA
			Iprodiona	Dicarboximida	Fungicida	0,01	NA	NA
	SIM	Verão	Azoxistrobina	Fungicida	Estrobilurina	0,03	0,04	-
			Cipermetrina	Formicida/inseticida	Piretroide	0,079	NA	NA
			Difenoconazol	Fungicida	Triazol	0,049	NA	NA
			Pendimetalina	Herbicida	Dinitroanilina	0,049	NA	NA

Fonte: O Autor (2024).

Legenda: LMR: Limite máximo de resíduos, NA: Não autorizado para a cultura.

O coentro chamou a atenção por apresentar resíduos de sete compostos distintos entre a amostra de inverno e verão, destes, seis não são aprovados para esta cultura, o que gera uma situação de risco ainda não calculada, uma vez que, não houveram estudos técnicos suficientes para determinar seu risco e, conseqüentemente, o limite máximo de resíduos tido como “aceitável”. O que acontece na região é o cultivo consorciado de diversas hortaliças em um mesmo canteiro, fato que expõe, por exemplo, o coentro a compostos que deveriam ser pulverizados somente na alface, por exemplo.

Apenas azoxistrobina, dos compostos identificados, é aprovado para esta cultura e apresentou valor dentro do LMR, entretanto, ressalta-se que o registro é algo recente, conforme Instrução Normativa n. 204/2022 (ANVISA, 2022a). No ano de 2013, Nascimento já havia identificado, além da cipermetrina, a azoxistrobina no coentro, o que sugere que sua pulverização é algo recorrente na área, antes mesmo de sua legalização pelos órgãos competentes.

Como caso semelhante à azoxistrobina para o coentro, a cipermetrina não era autorizada para alface em 2013 e foi identificada nas amostras de Nascimento (2013), o composto foi aprovado somente em 2014 e 2015 para alfa e beta cipermetrina, respectivamente. Porém, mesmo sendo aprovado para alface, o composto foi encontrado com valor 57,14% (verão) e 4171% (inverno) maior que o máximo permitido.

Dos agrotóxicos encontrados em coentro e alface, é possível destacar que estes, a exceção de iprodiona, pendimetalina e difenoconazole, foram encontrados nas amostras de hortaliças de Nascimento (2013) na mesma área em estudo, com destaque para difenoconazole que é do mesmo grupo químico que tebuconazole (composto encontrado pela autora). Estes três compostos tenderam a não ser identificados em 2013, provavelmente devido à baixa utilização destes agrotóxicos à época: dados do IBAMA (2023) revelam que houve um acréscimo de pendimetalina, iprodiona e difenoconazole na ordem de 107,99%, 186,61% e 2.111,34% entre 2012-2022, respectivamente. Fato que deve servir de alarme quanto ao incremento do potencial de impacto negativo ao meio ambiente na localidade é o fato que estes têm seus produtos formulados classificados pelo IBAMA como classe III ou superior, ou seja, produtos perigosos, muito perigosos ou altamente perigosos ao meio ambiente (Quadro 12).

Quadro 12 – Classificação ambiental dos produtos comerciais de difenoconazole, iprodiona e pendimetalina

Ingrediente ativo	Quantidade de produtos comerciais registrados no Brasil	Classificação ambiental	
		Classificação	Percentual de enquadramento
Difenoconazole	41	II - Produto muito perigoso ao meio ambiente	95,12%
		III - Produto perigoso ao meio ambiente	4,88%
Iprodiona	7	I - Produto altamente perigoso ao meio ambiente	14,29%
		II - Produto muito perigoso ao meio ambiente	14,29%
		III - Produto perigoso ao meio ambiente	71,42%
Pendimetalina	3	II - Produto muito perigoso ao meio ambiente	100,00%

Fonte: Mapa (2022b).

O ingrediente ativo cipermetrina foi encontrado no solo, além das hortaliças no estudo de Nascimento (2013) e azoxistrobina foi encontrada na água subterrânea, água superficial e no solo, sugerindo maior uso deste último composto na localidade. Ele, por sua vez, mostra-se tóxico para a reprodução de espécie não alvo (Gomes *et al.*, 2021), afeta negativamente crescimento e proliferação celular de espécie aquática (Olsvik *et al.*, 2010), tem capacidade de se transformar em um metabólito no organismo humano (Hu *et al.*, 2022), além de gerar efeitos negativos potenciais com relação aos serviços ecossistêmicos e produção sustentável de alimentos (Zhang *et al.*, 2019).

Por sua vez, o difenoconazol que tem tido seu uso aumentado significativamente no Brasil, tem sido alvo de preocupação com relação às colmeias de abelhas devido ao acúmulo desse composto em seu interior e nas flores de morangueiro (Burgarelli, 2020), apresenta riscos de bioacumulação em organismos aquáticos e de impactar seus hormônios (Chen *et al.*, 2022), e potencial para cardiotoxicidade e carcinogenicidade em humanos (Voiculescu, 2022).

Sob a ótica da segurança alimentar, ao analisar os resultados identificados em coentro e alface a partir do quociente de risco (cHQ) utilizado por Alla *et al.* (2015), no qual se estima o risco do consumo de cada ingrediente ativo a partir das concentrações identificadas e faz-se a comparação com o valor máximo aceitável de ingestão (ADI), percebeu-se a que a amostra 1 de alface de inverno excede o teto de 100% do quociente, implicando em risco crônico ao consumidor final (Tabela 26). Apesar de se ter detectado apenas um composto na amostra, o valor excede muito o valor admissível, tanto no cenário de consumo médio diário de hortaliças

brasileiro (141 g) quanto no cenário ideal (consumo de 400 g) para uma pessoa com média de 60 kg.

Tabela 26 – Quociente de risco para consumos das hortaliças analisadas no baixo Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco

Hortaliça/período	Quant. média brasileira	Quant. recomendada	Σ ADI (mg kg -1 peso corpóreo dia- 1)	Quant. média brasileira	Quant. recomendada
	Σ EDI (mg kg -1 peso corpóreo dia-1)			cHQ (%)	
Alface inverno 1	0,0070	0,0199	0,0050	140,5300	398,6667
Alface inverno 2	0,0004	0,0011	0,0400	3,5368	10,0333
Alface verão	0,0003	0,0009	0,0150	5,6635	16,0667
Coentro inverno	0,0014	0,0041	0,1200	11,3427	32,1778
Coentro verão	0,0005	0,0014	0,1600	5,3091	15,0613

Fonte: O Autor (2024).

Mesmo os demais compostos em que o quociente ficou abaixo do que se estabeleceu entre limiar, para amostra considerada “sem risco” e amostra que causaria danos a longo prazo para os consumidores, há que se trazer para a discussão a plausibilidade do nível aceitável de resíduos. Isto porque não há estudos suficientes que consigam asseverar completamente que não haja riscos reais aos consumidores quando da ingestão de certas doses de agrotóxicos na alimentação (abaixo do que é considerado aceitável). Na prática, isso vai depender de diversos fatores que já foram comentados em seção anterior, como mistura de substâncias com diferentes modos de ação (efeitos sinérgicos), efeitos dos “ingredientes inertes” das formulações comerciais dos agrotóxicos, além do estado pessoal do próprio indivíduo (condições de saúde e genéticas, idade, dentre outros fatores humanos).

Como saída para os consumidores que desejam consumir produtos livres de agrotóxicos, existem feiras orgânicas espalhadas pelo estado que são fiscalizadas pela ADAGRO (2023). Porém, nas análises disponibilizadas pelo órgão referente aos anos de 2017-2019 (período com maior carga de informações mensais), foi identificada amostra de alface contaminada. De forma geral, quanto aos vegetais analisados, houve contaminação nos seguintes percentuais: 10,66%, 4,95% e 11,49% nos anos de 2017, 2018 e 2019, respectivamente. Quando a ADAGRO (2023) analisou no mesmo período amostras comercializadas no Centro de Abastecimento e Logística de Pernambuco (CEASA-PE) no cultivo convencional, os resultados de comprometimento passaram a ser da seguinte forma: 16,87%, 21,66% e 17,18% nos anos 2017, 2018 e 2019, respectivamente.

Em âmbito nacional, análises do Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos, do Sistema Nacional de Vigilância Sanitária (SNVS) e coordenado pela ANVISA (2023), dos anos de 2017-2018 (último período disponível para alface) demonstraram que amostras insatisfatórias para alface estavam no percentual de 30,07%. Entretanto, se tomar como pressuposto que as amostras com resíduos abaixo do LMR seriam igualmente insatisfatórias, o percentual chegaria em 62,93%. O estudo especifica que os compostos mais encontrados nesta cultura foram imidacloprido, difenoconazol e ditiocarbamatos e, para as amostras com LMR acima do permitido, imidacloprido, cipermetrina e pencicuirom. Pendimetalina, azoxistrobina, iprodiona, deltametrina também foram encontrados em algumas amostras de alface dentro do período de avaliação.

Ao redor do mundo, agências governamentais também executam seus programas de detecção de resíduos de agrotóxicos em alimentos. O Departamento de Agricultura dos EUA (USDA, 2023) realiza amostragem de alimentos em ciclos de períodos de tempo previamente especificados. Os últimos dados para alface, coentro e cebolinha foram em 2017, 2019 e 2018. Em seus respectivos anos de análise, foram encontrados cipermetrina e azoxistrobina para as três culturas, pendimetalina para coentro e cebolinha e difenoconazole para cebolinha. Isso demonstra a tendência de uso destes compostos nas culturas de hortaliças nos EUA. Por sua vez, no relatório anual da Autoridade Europeia de Saúde Alimentar de 2020 (EFSA, 2022) é possível observar a contaminação de amostras de alface por difenoconazole, na Alemanha.

Corroborando ainda com o exposto, Ripke, Corralo e Lutinski (2022) identificaram, apesar de ser abaixo do LMR, resíduos de imidacloprido e azoxistrobina em alface em feiras do município de Chapecó/SC e Souza, Alves e Freitas (2020) identificaram resíduos de carbendazim e deltametrina na cebolinha e imidacloprido, azoxistrobina, difenoconazole e clorpirifós na alface em uma região de produção hortícola do município de Goiânia (GO).

Ressalta-se que no estado de Pernambuco (Pernambuco, 2005), por meio da Lei n. 12.753/2005, é um dever dos produtores rurais, sejam eles pessoa física ou jurídica, realizar a verificação da salubridade de seus produtos, por meio da realização ou custeio de análises laboratoriais periódicas para avaliação de resíduos de agrotóxicos. Entretanto, tendo em vista diversos fatores, dentre eles o alto custo deste tipo de avaliação e a escassa fiscalização, é raro identificar ações neste sentido, principalmente entre os pequenos agricultores.

É imperioso, então, que os estudos de monitoramento de resíduos de agrotóxicos sejam continuados e aperfeiçoados, juntamente a trabalhos fiscalizatórios, de educação e sensibilização com os produtores rurais, visando minimizar esse cenário de insegurança

alimentar gerado pela utilização indiscriminada de agrotóxicos que chegam à mesa de grande parte da população e trazem danos agudos (curto prazo) e crônicos (médio e longo prazos).

4.2.4 Avaliação dos substratos

Os substratos solo e sedimento de rio tem capacidade de adsorver boa parte dos contaminantes aplicados na agricultura, com especial atenção aos compostos orgânicos persistentes que aderem aos coloides do solo e podem persistir por meses e anos até ser degradado completamente. A presença no solo ou sedimento possibilita posterior contaminação de outras matrizes ambientais a exemplo dos recursos hídricos, a depender das características físico-química dos ingredientes ativos. Os resultados de contaminação de solo estão descritos na Tabela 27.

Os valores mais elevados e em maior quantidade de ingredientes ativos detectados no período de verão se justificam pela maior incidência de pragas nesta época na região, em detrimento do inverno, com consequentes maiores taxas de pulverização dos agroquímicos. Além disso, há menor precipitação pluviométrica, fato que gera menor carreamento dos compostos do solo para o rio ou para o aquífero no período, dependendo das características físico-químicas dos ingredientes ativos.

Dos 6 compostos detectados, quatro se destacaram por terem sido constatados em 75% ou 100% das amostras: difenoconazole e pendimetalina foram também quantificados no aquífero, reforçando a capacidade de lixiviação dos compostos aplicados no cultivo agrícola, e azoxistrobina e cipermetrina nos tanques de lavagem. Abamectina e imidacloprido, por sua vez, não puderam ser analisados pelo método de análise utilizado na Fiocruz.

Cipermetrina, imidacloprido e azoxistrobina também foram detectados por Nascimento (2013) no solo e, conforme já descrito na seção anterior, pendimetalina e difenoconazole tiveram seu uso crescente no país, inclusive em Natuba. Abamectina, por sua vez, está na lista dos 100 mais vendidos em Pernambuco no ano de 2022, apesar de estar atrás dos demais compostos identificados, fato que pode justificar ter sido detectado em apenas uma das amostras.

A Resolução CONAMA n. 420/2009 regulou os critérios e valores indicadores que resultariam em necessidade de gerenciamento ambiental para as áreas contaminadas, entretanto, Araújo-Moura e Caffaro Filho (2015) já mostraram que esta realidade de gerenciamento ainda é insipiente em estados do nordeste, a exemplo de Pernambuco, que estão em processo crescente de industrialização e o gerenciamento das áreas existe apenas em baixa escala.

Tabela 27 – Resíduos de agrotóxicos em solo na sub bacia do baixo Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco

Substrato	Amostra composta	Constatação de resíduos de agrotóxicos	Período de amostragem	Composto	Classe	Grupo químico	Concentração identificada (mg/kg)	Proibido/aceito no Brasil
Solo	Amostra 1	SIM	Inverno	Azoxistrobina	Fungicida	Estrobilurina	0,012	Aceito
				Difenoconazol	Fungicida	Triazol	0,018	Aceito
				Pendimetalina	Herbicida	Dinitroanilina	0,133	Aceito
	Amostra 2	SIM		Azoxistrobina	Fungicida	Estrobilurina	0,028	Aceito
				Cipermetrina	Formicida/inseticida	Piretróide	0,04	Aceito
				Difenoconazol	Fungicida	Triazol	0,023	Aceito
	Amostra 1	SIM	Verão	Abamectina	Acaricida/inseticida/nematicida	Avermectina	0,006	Aceito
				Azoxistrobina	Fungicida	Estrobilurina	0,032	Aceito
				Cipermetrina	Formicida/inseticida	Piretróide	0,053	Aceito
				Difenoconazol	Fungicida	Triazol	0,022	Aceito
				Imidacloprido	Inseticida	Neonicotinoide	0,046	Aceito
				Pendimetalina	Herbicida	Dinitroanilina	0,126	Aceito
	Amostra 2	SIM		Azoxistrobina	Fungicida	Estrobilurina	0,027	Aceito
				Cipermetrina	Formicida/inseticida	Piretróide	0,041	Aceito
				Difenoconazol	Fungicida	Triazol	0,037	Aceito
				Pendimetalina	Herbicida	Dinitroanilina	0,069	Aceito

Fonte: O Autor (2024).

Como base para as referências comparativas, obteve-se valores médios dos limites estabelecidos pelos regulamentos de diversos países, regiões/blocos do mundo e descritos por Jennings e Li (2014), autores que compilaram os dados dos países que estabeleceram algum tipo de regulamentação sobre os agrotóxicos em solos, isto porque os compostos identificados neste estudo não constam na normativa de referência do CONAMA.

Dito isto, é possível estabelecer que a cipermetrina e pendimetalina ficaram dentro do valor tido como aceitável por boa parte dos países, entretanto, caso a referência fosse o valor estabelecido pela Armênia (0,02 mg/kg) para o primeiro composto, ele seria classificado como inadequado. Para a pendimetalina, caso fosse aplicada a taxa mais conservadora (0,15 mg/kg da Rússia), ainda estaria dentro do limite, apesar de estar bem próximo do teto. Entretanto, os valores de referência não fornecem base para entender o efeito combinado de todos os compostos juntos. Ou seja, a combinação de vários ingredientes pode e deve ser levada em consideração para verificação da salubridade do substrato, tendo em vista a possibilidade de reação entre si e com a micro e macrofauna ali existente e os processos de ciclagem de nutrientes.

Não foram identificados valores regulatórios para azoxistrobina e difenoconazole, entretanto, é preciso atenção a estes compostos, pois as taxas de coeficiente de adsorção ao carbono orgânico são 589 e 6120, respectivamente (Lewis *et al.*, 2016), considerados por Wilkerson e Kim (1986) média e muito alta propensão a ficar aderido aos colóides do solo. Além disso, eles se repetiram em todas as amostras (inverno e verão), com tendências de valores aumentados (entre inverno e verão), suportando a hipótese de maior persistência neste substrato, além de alta carga de aplicação destes produtos no local.

Apesar do imidacloprido e abamectina só terem sido identificados uma única vez dentre as amostras de solo, é preciso destacar que eles e os demais detectados já possuem estudos que sinalizam a relação entre o impacto negativo na microfauna/disponibilidade de nutrientes e a pulverização dos compostos, o que afeta diretamente sua fertilidade (Wang *et al.*, 2020, Qiu *et al.*, 2022; Sakshi; Singh; Gill, 2022; Jin *et al.*, 2023; Qin *et al.*, 2023).

Este cenário é amplamente visualizado na comunidade, por meio da crescente queda de produtividade e de qualidade dos produtos devido à saturação do solo pelos contaminantes, impactando diretamente a renda dos produtores rurais e a decisão de abandono (temporário ou definitivo) de terras na região. Na maioria das vezes, como resposta a este cenário, há aplicação de doses mais elevadas dos produtos, gerando ainda mais danos negativos à salubridade ambiental.

Quanto aos sedimentos do rio Natuba, os resultados das análises estão apresentados na Tabela 28. A qualidade dos sedimentos de rio é balizada a partir da Resolução CONAMA n. 454/2012 (CONAMA, 2012): nela, caso o composto esteja abaixo dos valores estabelecidos para o nível 1 é indicativo de menor probabilidade de efeitos adversos à saúde da biota. Para os compostos não listados na norma anterior, considerou-se a Resolução CONAMA n. 420/2009 (CONAMA, 2009) e Decisão da Diretoria da CETESB n. 125/2021 (CETESB, 2021b) que especificou valores de prevenção de resíduos de produtos no solo do Brasil, que para este estudo considerou-se, por aproximação das características, os mesmos valores para o sedimento do rio. Para as demais substâncias, foram utilizados os valores estabelecidos pelo Conselho de ministros canadenses de meio ambiente (Canada, 2023) e a base de dados *Pesticide Properties DataBase* (PPDB) (Lewis *et al.*, 2016).

De antemão, chama a atenção a quantidade total de 54 compostos detectados nas amostras, com destaque para vários ingredientes ativos que não são mais permitidos no país (PCBs, PBDEs, BHCs, heptacloro, aldrin, clordano, trans-nonacloro, DDT/DDD/DDE, endrin, endossulfan, metoxicloro e metil parationa), alguns inclusive com décadas de restrição ao uso no Brasil.

Além disso, identificou-se compostos que ainda não são aprovados/registrados para uso no Brasil (atraton, prometon, propazina, sebumeton, simetrina, teflutrina e terbutrina) e, consequentemente, não se sabe os impactos deles ao meio ambiente para as condições edafoclimáticas brasileiras. É preciso destacar, neste sentido, que a nova lei dos agrotóxicos, Lei Federal n. 14.785/23 (Brasil, 2023), tipificou com maior nível de severidade penal a importação de agrotóxicos não registrados ou não aceitos no Brasil, em detrimento do manuseio irregular de compostos aprovados para uso no país. Isso demonstra o anseio do legislador em dar maior nível de penalização ao infrator pelo manuseio de compostos em que houve “consenso” de sua periculosidade.

As bifenilas policloradas (PCBs), éteres difenílicos polibromados (PBDEs) e alguns compostos organoclorados são Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) que tiveram seu uso restringido por meio da Convenção de Estocolmo pelo fato de serem extremamente persistentes no meio ambiente e com alto potencial de biomagnificação na cadeia trófica, ou seja, haver aumento da concentração à medida que se avança na cadeia alimentar.

Tabela 28 – Resíduos de agrotóxicos em sedimento do rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco

Continua										
Composto	Classe	Grupo químico	Concentração identificada (ng/g)				Proibido/aceito no Brasil	Limite de referência (ng/g)	Normativa/referência	Percentual acima do maior valor detectado (%)
			Amostra de inverno 1	Amostra de inverno 2	Amostra de verão 1	Amostra de verão 2				
PCB28	-	PCB	0,36	0,87	0,07	-	Proibido (Convenção de Estocolmo)	34,1	Resolução CONAMA 454/2012	-
PCB52	-	PCB	0,16	0,18	-	0,13	Proibido (Convenção de Estocolmo)			
PCB101	-	PCB	0,13	0,39	-	-	Proibido (Convenção de Estocolmo)			
PCB118	-	PCB	0,02	0,03	0,02	0,08	Proibido (Convenção de Estocolmo)			
PCB138	-	PCB	-	-	0,35	0,34	Proibido (Convenção de Estocolmo)			
PCB153	-	PCB	-	-	0,24	0,22	Proibido (Convenção de Estocolmo)			
PCB180	-	PCB	-	0,03	0,03	0,03	Proibido (Convenção de Estocolmo)			
BDE 28	-	PBDE	0,12	0,12	0,02	0,01	Proibido (Convenção de Estocolmo)	-	-	-
BDE 47	-	PBDE	0,09	0,81	-	-	Proibido (Convenção de Estocolmo)	-	-	-
BDE 99	-	PBDE	0,25	0,21	-	-	Proibido (Convenção de Estocolmo)	-	-	-
BDE 100	-	PBDE	-	-	0,20	0,22	Proibido (Convenção de Estocolmo)	-	-	
BDE 153	-	PBDE	-	-	0,09	0,09	Proibido (Convenção de Estocolmo)	-	-	
BDE183	-	PBDE	-	-	0,16	0,41	Proibido (Convenção de Estocolmo)	-	-	
a BHC	Inseticida	Organoclorado	0,16	0,18	0,44	0,33	Proibido (Convenção de Estocolmo)	0,32	Resolução CONAMA 454/2012	37,82%
g BHC	Inseticida	Organoclorado	0,39	0,34	0,77	1,23	Proibido (Convenção de Estocolmo)	0,32	Resolução CONAMA 454/2012	283,15%
d BHC	Inseticida	Organoclorado	0,03	0,03	0,34	0,12	Proibido (Convenção de Estocolmo)	0,32	Resolução CONAMA 454/2012	6,41%
Heptacloro	Inseticida	Organoclorado	0,25	0,22	0,23	1,62	Proibido (Convenção de Estocolmo)	0,6	Canada (2023)	170,81%
Aldrin	Inseticida	Organoclorado	0,14	0,29	0,15	0,23	Proibido (Convenção de Estocolmo)	15	Resolução CONAMA 420/2009	-
Heptacloro epóxido	Inseticida	Organoclorado	-	-	-	1,42	Proibido (Convenção de Estocolmo)	0,6	Canada (2023)	137,33%
a-Clordano	Inseticida	Organoclorado	-	-	-	0,02	Proibido (Convenção de Estocolmo)	2,26	Resolução CONAMA 454/2012	-
4,4`-DDE	Inseticida	Organoclorado	-	-	0,20	2,15	Proibido (Convenção de Estocolmo)	1,42	Resolução CONAMA 454/2012	51,13%
Endrin	Inseticida	Organoclorado	-	-	0,04	0,04	Proibido (Convenção de Estocolmo)	2,67	Resolução CONAMA 454/2012	-

Tabela 28 – Resíduos de agrotóxicos em sedimento do rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco

Composto	Classe	Grupo químico	Concentração identificada (ng/g)				Proibido/aceito no Brasil	Limite de referência (ng/g)	Normativa/referência	Continuação
			Amostra de inverno 1	Amostra de inverno 2	Amostra de verão 1	Amostra de verão 2				Percentual acima do maior valor detectado (%)
4,4`-DDD	Inseticida	Organoclorado	0,02	0,03	-	-	Proibido (Convenção de Estocolmo)	3,54	Resolução CONAMA 454/2012	-
trans-Nonaclo-ro	Inseticida	Organoclorado	-	-	0,10	0,08	Proibido (Convenção de Estocolmo)	2,26	Resolução CONAMA 454/2012	-
Endrin aldeído	Inseticida	Organoclorado	0,08	0,08	-	-	Proibido (Convenção de Estocolmo)	2,67	Resolução CONAMA 454/2012	-
Sulfato de endossulfam	Inseticida	Organoclorado	0,36	0,34	0,05	0,05	Proibido (Convenção de Estocolmo)	100	Lewis <i>et al.</i> (2016)	-
4,4 DDT	Inseticida	Organoclorado	0,13	0,26	-	0,05	Proibido (Convenção de Estocolmo)	1,19	Resolução CONAMA 454/2012	-
Endrin cetona	Inseticida	Organoclorado	0,22	0,23	-	0,04	Proibido (Convenção de Estocolmo)	2,67	Resolução CONAMA 454/2012	-
Metoxicloro	Inseticida	Organoclorado	0,29	2,98	-	-	Proibido (Portaria nº 329, de 02 de setembro de 1985 do MAPA)	-	-	-
Endosulfam	Inseticida	Organoclorado	0,02	0,03	0,02	0,08	Proibido (Convenção de Estocolmo)	100	Lewis <i>et al.</i> (2016)	-
Dicloran	Fungicida	Piretroide	0,17	0,25	0,19	0,25	Aceito	-	-	-
Teflutrina	Inseticida/ acaricida	Piretroide	-	0,10	0,17	0,01	Não registrado	2,5	Lewis <i>et al.</i> (2016)	-
Pendimetalina	Herbicida	Dinitroanilina	0,14	-	-	1,80	Aceito	2270	Lewis <i>et al.</i> (2016)	-
Bifentrina	Acaricida/ formicida/ inseticida	Piretroide	0,42	-	0,19	0,22	Aceito	26,2	Lewis <i>et al.</i> (2016)	-
L-Cialotrina	Inseticida	Piretroide	-	-	0,30	0,27	Aceito	105	Lewis <i>et al.</i> (2016)	-
Permetrina	Formicida/ inseticida	Piretroide	0,37	0,32	0,09	0,09	Aceito	2,9	Lewis <i>et al.</i> (2016)	-
Ciflutrina	Inseticida	Piretroide	2,85	4,33	0,30	0,26	Aceito	0,11	Lewis <i>et al.</i> (2016)	3838,82%
Cipermetrina	Formicida/ inseticida	Piretroide	0,37	7,21	-	0,01	Aceito	1,8	Lewis <i>et al.</i> (2016)	300,68%
Fenvalerato	Inseticida/ acaricida	Piretroide	0,69	0,37	0,35	0,69	Aceito	-	-	-
Deltametrina	Formicida/inseticida	Piretroide	0,24	0,19	0,20	0,15	Aceito	39	Lewis <i>et al.</i> (2016)	-

Tabela 28 – Resíduos de agrotóxicos em sedimento do rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco

Composto	Classe	Grupo químico	Concentração identificada (ng/g)				Proibido/aceito no Brasil	Limite de referência (ng/g)	Normativa/referência	Conclusão
			Amostra de inverno 1	Amostra de inverno 2	Amostra de verão 1	Amostra de verão 2				Percentual acima do maior valor detectado (%)
Malationa	Acaricida/inseticida	Organofosforado	0,13	0,12	0,14	0,23	Aceito	0,4	Lewis <i>et al.</i> (2016)	-
Clorpirifós	Acaricida/formicida/inseticida	Organofosforado	0,14	0,21	0,38	0,71	Aceito	0,024	Lewis <i>et al.</i> (2016)	2865,06%
Metil paration	Inseticida/acaricida	Organofosforado	0,18	0,19	-	-	Proibido (Resolução RDC ANVISA n. 56/2015)	-	-	-
Atraton	Herbicida	Triazina	0,15	0,14	0,57	0,20	Não registrado	-	-	-
Prometon	Herbicida	Triazina	0,07	0,07	0,13	0,51	Não registrado	-	-	-
Simazina	Herbicida	Triazina	0,08	0,02	0,35	0,18	Aceito	1000	Lewis <i>et al.</i> (2016)	-
Atrazina	Herbicida	Triazina	0,06	0,16	0,15	0,32	Aceito	1000	Lewis <i>et al.</i> (2016)	-
Propazina	Herbicida	Triazina	0,04	0,04	0,06	0,13	Não registrado	-	-	-
Terbutilazina	Herbicida	Triazina	0,24	0,15	-	-	Aceito	-	-	-
Secbumeton	Herbicida	Triazina	8,92	3,71	4,49	7,09	Não registrado	-	-	-
Simetrina	Herbicida	Triazina	0,20	0,20	0,67	0,84	Não registrado	-	-	-
Ametrina	Herbicida	Triazina	0,24	0,15	0,18	0,37	Aceito	-	-	-
Prometrina	Herbicida	Triazina	0,14	0,14	0,26	0,26	Aceito	-	-	-
Terbutrina	Herbicida	Triazina	-	-	8,73	41,32	Não registrado	-	-	-

Fonte: O Autor (2024).

Destes grupos detectados, apenas os PCBs e PBDEs não são efetivamente ingredientes ativos ou metabólitos de agrotóxicos, entretanto, PCB já foi utilizado como aditivo em produtos comerciais de agroquímicos e, por isso, justifica-se seu aparecimento na área. Segundo a CETESB (2020) PCBs já foram utilizadas em diversas indústrias, além da indústria dos agrotóxicos, como líquidos componentes de sistemas hidráulicos e elétricos, componentes de resinas, tintas, adesivos e componentes antichama.

PBDE, por sua vez, foi utilizado como aditivos de espumas, resinas para produtos eletroeletrônicos, fios, adesivos, alguns tecidos, segundo a CETESB (2020), além de polímeros que foram utilizadas em embalagens plásticas. Dessa forma, foram incluídas no estudo para uma avaliação de contaminação orgânica mais completa da contaminação ambiental. Por estarem presentes em diversos ambientes (devido à diversidade de usos da substância), tem a capacidade de ser transportado para as áreas agrícolas, com destaque para o despejo irregular de esgotos domésticos e industriais nos corpos hídricos ou até mesmo das águas de lavagem que atingem os rios (Annuniação *et al.*, 2018).

A contaminação de sedimentos por PCBs (Miglioranza *et al.*, 2013; Barbosa, 2020), PBDEs (Miglioranza *et al.*, 2013), organoclorados (Miglioranza *et al.*, 2013; Barbosa, 2020; Mwevura *et al.*, 2021), organofosforados (Mwevura *et al.*, 2021), piretroides (Musa *et al.*, 2019), triazinas (Nyandwi, 2022) em regiões de cunho agrícolas (seja no momento da coleta ou no passado) é algo já registrado na literatura científica.

O DDT ou diclorodifeniltricloroetano, que pode se transformar em diclorodifenildicloroetileno (DDE) e diclorodifenildicloroetano (DDD) (compostos estes são ainda mais difíceis de serem degradados), foi o primeiro agrotóxico sintetizado no mundo e era efetivo para combate aos insetos, especificamente o responsável por disseminar malária, sendo utilizado inclusive como arma química na Segunda Guerra Mundial. Após essa época de grande utilização, evidenciou-se seu potencial teratogênico e cancerígeno, gerando banimento na maioria dos países do mundo.

No Brasil, o composto foi descontinuado entre as décadas de 1980 e 90 para uso agrícola e no combate às endemias, respectivamente, e só foi efetivamente banido em 2009 por meio da Lei Federal n. 11.936/2009. Entretanto, sua lentidão para reduzir a outros compostos (metabólitos) é notável. Hijosa-Valsero *et al.* (2016) utilizaram um critério de equação, por meio do qual, caso a razão entre os resíduos de DDT/(DDE+DDD) fosse maior que 0,5, a contaminação pelo DDT teria sido recente, e menor que 0,5, seria antiga.

Aplicando o método para o valor médio de cada composto, percebeu-se um índice de 0,12, dando margem para a interpretação de que as aplicações na região foram mais antigas e

isso se reflete numa concentração média maior dos metabólitos em relação ao composto original. Ademais, segundo Guerra (2018), a presença em maior concentração do DDE, em detrimento do DDD, indica predominância de processos aeróbios de degradação.

De forma mais específica, nota-se que os compostos hexaclorobenzeno (BHC), heptacloro, DDE, ciflutrina, cipermetrina e clorpirifós estão com valor acima da referência, sugerindo que sejam colocadas em práticas medidas de mitigação da propagação desses compostos no meio, em especial os três últimos, tendo em vista que os primeiros não podem mais ser utilizados no país.

Como foi comentado, o g BHC já foi banido no país, o que gera preocupação pelo tempo em que esse composto persiste no meio ambiente, podendo causar danos nas micro e macrofauna local, até chegar no ser humano. A detecção de BHC em peixes já foi identificada por Gomes *et al.* (2010) na represa Furnas (MG) e em bovinos por Marçal, Fernandes e Menck (2016) em Karolé (PR). O mesmo aconteceu com os resíduos de clorpirifós em peixes no rio Salado (Argentina) (Lajmanovich; Peltzer; Attademo, 2021), ciflutrina em parasitas e cipermetrina em peixe na Lagoa Lekki (Nigéria) (Akinsanya *et al.*, 2021).

Adicionalmente, a aplicação de ciflutrina e cipermetrina tem a capacidade de gerar alta taxa de mortalidade em abelhas, o que impacta diretamente na polinização e, conseqüentemente, na propagação de diversas espécies vegetais (Rodrigues *et al.*, 2021). Quanto à toxicidade à saúde, clorpirifós tem capacidade de gerar inibição da enzima colinesterase e causar desregulação endócrina (Nandi *et al.*, 2022), a ciflutrina é propensa a afetar neurocomportamento e causar lesões nervosas (conforme experimentos laboratoriais) (Xie *et al.*, 2023) e o heptacloro está diretamente correlacionado ao nível de glicose no sangue (Amer; El-Tahlawy; Abdelgelil, 2013), sendo preciso, portanto, imprescindível cautela quando há necessidade de uso.

É preciso levantar o debate a respeito das consequências ainda não conhecidas dos efeitos sinérgicos dos compostos quando estão juntos em uma mesma matriz, como foi o caso do sedimento do rio e demais matrizes avaliadas anteriormente. A literatura (Ilboldo *et al.*, 2014; Mansano, 2016; Falfushnska *et al.*, 2022; Ferreira; Dias Júnior, 2023) já vem sinalizando resultados que comprovam que a junção das substâncias em um dado meio ou organismo não-alvo gera consequências danosas maiores que a simples junção de danos gerados pelos compostos isoladamente. Indo além, Mansano (2016) levanta outra discussão importante que é o desconhecimento também dos efeitos tóxicos sinérgicos dos chamados ingredientes “inertes”, que acompanham os ingredientes ativos nas formulações comerciais. A autora identificou maior dano do diuron em sua formulação comercial, em detrimento do diuron isolado.

Indo além na análise, outro fato a ser levado em consideração é a disponibilização desses compostos orgânicos persistentes para a biota aquática a exemplo de espécies de peixes. Neste sentido, pesquisas (Matos, 2002; Magalhães, 2006) que analisaram as duas matrizes (peixe e sedimentos) na Baía de Santos (SP) sinalizaram a disponibilização dos compostos (DDT e metabólitos) com majoração dos sedimentos em relação aos lipídios dos peixes. Sendo assim, analisando o fator de bioconcentração (disponível na literatura) dos compostos detectados nos sedimentos do presente estudo, e tomando como pressuposto a disponibilização de 1,16% dessa concentração para a coluna d'água, conforme média dos dados apresentados por Tonial *et al.* (2006), Koike (2007) e Loughlin, Peluso e Marino (2022) para compostos orgânicos persistentes nestas matrizes, com sua posterior assimilação pela macrofauna aquática, foi possível prever concentrações dos contaminantes para os peixes do rio Natuba (Tabela 29).

Corroborando com isso, Unesp (2024) comenta que a bioconcentração é algo que deve ser levado em consideração na avaliação global da salubridade ambiental pela exposição de um dado ambiente aos agrotóxicos, pois pode ser que o composto esteja dentro dos padrões na matriz água, mas a biota aquática esteja comprometida, tendo em vista a afinidade da substância aos lipídios e a consequente tendência de aumento das concentrações à medida que se cresce na cadeia trófica.

Entretanto, faz-se importante pontuar também que a estimativa tomou como pressuposto a assimilação do total presente na água. Além disso, não se levou em consideração eventuais contaminantes já presentes em microfauna aquática (a exemplo de algas), o consumo de outras espécies aquáticas que estão em um nível abaixo na cadeia alimentar além de contaminantes previamente já absorvidos, fato que poderia majorar ainda mais a possível exposição desses organismos não alvo às substâncias.

O prognóstico de bioconcentração nos peixes se apresentou mais grave para os compostos PCBs, heptacloro, cipermetrina, ciflutrina e clorpirifós em que houve excesso ao que é permitido pelas legislações nacionais. Destes, todos, a exceção dos PCBs, foram sinalizados para maior atenção devido haverem ultrapassado os limites de referência no sedimento. Além deles, também cabe atenção especial aos BDEs ($\Sigma=149,77 \mu\text{g/Kg}$), pendimetalina ($\Sigma=106,56 \mu\text{g/Kg}$), DDT/DDD/DDE ($\Sigma=70,58 \mu\text{g/Kg}$) e metoxicloro ($\Sigma=56,26 \mu\text{g/Kg}$) pelo fato de, embora não tenham ultrapassado o limite (quando existente), apresentaram média acima dos compostos listados anteriormente.

Tabela 29 – Estimativa da contaminação de peixes do rio Natuba por meio do Fator de Bioconcentração dos agrotóxicos detectados no sedimento

Continua

Composto	Maior concentração no sedimento (ng/g ou µg/Kg)	Concentração estimada na água (µg/L)	Fator de bioconcentração (L/Kg)*	Classificação da bioconcentração**	Concentração estimada em peixe (µg/Kg)	Valor máximo permitido (µg/Kg)	Percentual acima do permitido
PCB28	0,87	0,010	1837	Altamente bioconcentrável	18,58	0,0065****	67.438 % *****
PCB52	0,18	0,002			3,78		
PCB101	0,39	0,004			8,26		
PCB118	0,08	0,001			1,73		
PCB138	0,35	0,004			7,44		
PCB153	0,24	0,003			5,15		
PCB180	0,03	0,000			0,70		
BDE 28	0,12	0,001	6720	Altamente bioconcentrável	9,55	-	-
BDE 47	0,81	0,009			63,42		
BDE 99	0,25	0,003			19,86		
BDE 100	0,22	0,003			17,46		
BDE 153	0,09	0,001			7,21		
BDE183	0,41	0,005			32,29		
a BHC	0,44	0,005	1043	Altamente bioconcentrável	5,35	15***	-
g BHC	1,23	0,014			14,87	15***	-
d BHC	0,34	0,004			4,13	15***	-
Heptacloro	1,62	0,019	2430	Altamente bioconcentrável	86,15	15***	474%
Heptacloro epóxido	1,42	0,017	2430	Altamente bioconcentrável			
Aldrin	0,29	0,003	3348	Altamente bioconcentrável	11,10	15***	-
a-Clordano	0,02	0,000	8460	Altamente bioconcentrável	36,75	50*****	-
trans-Nonacloro	0,10	0,001	30000	Altamente bioconcentrável			
4,4`-DDE	2,15	0,025	1800	Altamente bioconcentrável	70,58	1000*****	-
4,4`-DDD	0,03	0,000	51000	Altamente bioconcentrável			
4,4 DDT	0,26	0,003	3173	Altamente bioconcentrável			

Tabela 29 – Estimativa da contaminação de peixes do rio Natuba por meio do Fator de Bioconcentração dos agrotóxicos detectados no sedimento

							Continuação
Composto	Maior concentração no sedimento (ng/g ou µg/Kg)	Concentração estimada na água (µg/L)	Fator de bioconcentração (L/Kg)*	Classificação da bioconcentração**	Concentração estimada em peixe (µg/Kg)	Valor máximo permitido (µg/Kg)	Percentual acima do permitido
Endrin	0,04	0,000	3970	Altamente bioconcentrável	1,78	15***	-
Endrin aldeído	0,08	0,001	3970	Altamente bioconcentrável	3,65	15***	-
Sulfato de endosulfam	0,36	0,004	2755	Altamente bioconcentrável	11,40	-	-
Endrin cetona	0,23	0,003	3970	Altamente bioconcentrável	10,76	15***	-
Metoxicloro	2,98	0,035	1622	Altamente bioconcentrável	56,26	3000****	-
Endosulfam	0,08	0,001	2755	Altamente bioconcentrável	2,59	-	-
Dicloran	0,25	0,003	75	Medianamente bioconcentrável	0,22	-	-
Teflutrina	0,17	0,002	1400	Altamente bioconcentrável	2,76	-	-
Pendimetalina	1,80	0,021	5100	Altamente bioconcentrável	106,56	-	-
Bifentrina	0,42	0,005	1703	Altamente bioconcentrável	8,41	10***	-
L-Cialotrina	0,30	0,004	4982	Altamente bioconcentrável	17,58	-	-
Permetrina	0,37	0,004	300	Muito bioconcentrável	1,28	-	-
Ciflutrina	4,33	0,050	506	Muito bioconcentrável	25,49	10***	155%
Cipermetrina	7,21	0,084	331	Muito bioconcentrável	27,76	10***	178%
Fenvalerato	0,69	0,008	1664	Altamente bioconcentrável	13,35	-	-
Deltametrina	0,24	0,003	1400	Altamente bioconcentrável	3,95	-	-

Tabela 29 – Estimativa da contaminação de peixes do rio Natuba por meio do Fator de Bioconcentração dos agrotóxicos detectados no sedimento

							Conclusão
Composto	Maior concentração no sedimento (ng/g ou µg/Kg)	Concentração estimada na água (µg/L)	Fator de bioconcentração (L/Kg)*	Classificação da bioconcentração**	Concentração estimada em peixe (µg/Kg)	Valor máximo permitido (µg/Kg)	Percentual acima do permitido
Malationa	0,23	0,003	103	Muito bioconcentrável	0,27	-	-
Clorpirifós	0,71	0,008	1374	Altamente bioconcentrável	11,37	10***	14%
Metil paration	0,19	0,002	71	Medianamente bioconcentrável	0,15	-	-
Atraton	0,57	0,007	11,25	Medianamente bioconcentrável	0,07	-	-
Prometon	0,51	0,006	69	Medianamente bioconcentrável	0,41	-	-
Simazina	0,35	0,004	221	Muito bioconcentrável	0,90	-	-
Atrazina	0,32	0,004	4,3	Pouco ou não bioconcentrável	0,02	-	-
Propazina	0,13	0,001	62	Medianamente bioconcentrável	0,09	-	-
Terbutilazina	0,24	0,003	34	Medianamente bioconcentrável	0,09	-	-
Secbumeton	8,92	0,104	60,7	Medianamente bioconcentrável	6,29	-	-
Simetrina	0,84	0,010	27	Medianamente bioconcentrável	0,26	-	-
Ametrina	0,37	0,004	33	Medianamente bioconcentrável	0,14	-	-
Prometrina	0,26	0,003	85	Medianamente bioconcentrável	0,26	-	-
Terbutrina	41,32	0,480	72,4	Medianamente bioconcentrável	34,79	-	-

Fonte: O Autor (2024).

Legenda: * Fatores de bioconcentração extraídos da PPDB (Lewis *et al.*, 2016) e NIH (2023); ** Classificação dos fatores de bioconcentração do IBAMA; *** Instrução Normativa n. 20, de 26 de julho de 2018 (MAPA, 2018); **** Programa de Controle de Resíduos em Pescado (PCRP) (MAPA, 2000); *****A normatiza solicita que o valor de cada congêneres seja multiplicado por um fator de equivalente tóxico da OMS. Sendo assim, o somatório após aplicação do fator TEF-OMS foi de 4,39 µg/Kg, excedendo em 67.438% o estabelecido pela legislação.

Apesar de não ter sido detectada a atividade de pesca no trecho do rio estudado, acende-se o alerta para um possível aumento da concentração dos contaminantes nos peixes até chegar na barragem do Tapacurá, local em que é notificada esta prática. Sendo assim, sugere-se estudos que possam avaliar a contaminação da fauna local para confirmar os cenários aqui prognosticados.

4.2.4.1 Análise química do solo e sedimento do rio

Os resultados da análise química dos substratos (Tabela 30) demonstram valores acima da referência para cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), fósforo (P), seja no inverno e/ou verão. Os valores de referência foram estabelecidos por consultores do laboratório de solos da Associação dos Fornecedores de cana de Pernambuco (AFCP) e descrita em laudo laboratorial. Dessa forma, o valor pouco destoante de algum dado elemento pode acontecer devido a particularidades do local, porém, valores muito discrepantes (destacados em cinza na tabela) devem ser melhor analisados.

Quando foram comparados com os dados médios do solo para a área por Nascimento (2013), os valores foram razoáveis sem alterações significativas, fato que demonstra certo nível de constância nos parâmetros na localidade.

Dito isto, o valor de cobre, ferro, manganês e fósforo para sedimento de rio ultrapassaram muito o valor de referência na média (entre inverno e verão) na faixa de 372%, 329%, 440% e 127%, respectivamente, apesar do cobre estar dentro do limite legal (CONAMA, 2009). Este valor elevado de nutrientes em áreas alagadas a exemplo de sedimento de rio pode ter sua origem das constantes aplicações de fertilizantes nas áreas agrícolas adjacentes e acúmulo no leito do rio, além da influência do lixiviado do antigo lixão que existia em área do baixo Natuba e pela criação de suínos, caprinos e bovinos que ocorre atualmente na margem direita do rio.

Para o solo, houve alterações significativas para cobre, zinco e fósforo nas taxas de 521%, 268% e 530%, respectivamente, apesar do cobre e zinco estarem dentro do limite legal (CONAMA, 2009). Ressalta-se que valores muito acima do necessário podem impactar negativamente o desenvolvimento da cultura, ao invés de beneficiá-la.

Neste sentido, Pereira e Souza (2015) já sinalizaram aumento de silício e ferro, além de bromo, magnésio, cálcio e estrôncio na região. Por sua vez, Cunha Filho (2013) detectou a presença de ferro, manganês, cobre e zinco em concentrações acima do normal e a presença de cromo, chumbo e cádmio, contaminando o solo da região.

Tabela 30 – Resultados das análises químicas das amostras de solo e sedimento do rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco

Amostra	Substrato	Período da amostragem	Cu (mg/dm³)	Fe (mg/dm³)	Mn (mg/dm³)	Zn (mg/dm³)	P (mg/dm³)	pH	K (cmolc/dm³)	Na (cmolc/dm³)	Al (cmolc/dm³)	Ca (cmolc/dm³)	Mg (cmolc/dm³)	H+Al (cmolc/dm³)	S.B. (cmolc/dm³)	CTC (cmolc/dm³)	V (%)	C (%)	m (%)	M.O. (%)
SO1.01	Solo	Inverno	6,39	152,64	99,12	77,76	569	7,18	0,72	0,37	ND	6,36	2,52	0,89	9,96	10,85	91,83	1,09	ND	1,87
SO2.01		Verão	6,03	146,51	67,6	69,35	61	6,4	0,6	0,38	ND	6,29	1,33	1,28	8,59	9,88	87	0,82	ND	1,41
SR1.01	Sedimento do rio	Inverno	4,64	3288,2	349,6	20,85	36	5,96	0,31	0,26	ND	2,39	1,15	1,69	4,11	5,8	70,85	0,91	ND	1,57
SR2.01		Verão	4,8	1004,6	298,8	27,55	191	6,26	0,31	0,22	ND	3,43	1	1,85	4,96	6,8	72,86	0,76	ND	1,31
Média de Nascimento (2013) para solo da região			-	-	-	-	757,79	6,95	0,51	0,40	ND	6,5875	2,60	-	-	10,73	92,65	-	ND	-
Valores de referência			0,0-1,0	50-500	0,50-60,0	0,50-20,0	0,0-50,0	4-7	0,076-0,80	0,0-0,60	0,00-2,0	0,3-4,0	0,05-2,0	-	-	1,0-10,0	-	-	-	0,7-5,0

Fonte: O Autor (2024).

Outro estudo (Lira, 2017) também realizou uma avaliação ambiental no assentamento de Natuba, porém, teve foco principal os elementos químicos arsênio, cádmio, cromo, antimônio, cálcio, ferro, potássio, magnésio, manganês, estrôncio, zinco, bromo, níquel, chumbo, rubídio, silício e titânio. Neste escopo foi identificada correlação positiva entre alguns elementos identificados no cabelo dos participantes e a existências de doenças crônicas nos participantes. Segundo os autores, estes elementos seriam oriundos dos agrotóxicos e fertilizantes utilizados nos solos das glebas agrícolas locais, corroborando com o cenário identificado nesta pesquisa.

4.2.5 Perspectiva agroecológica para a problemática

A sustentabilidade no manejo agrícola é uma saída possível e plausível para a situação diagnosticada por esta pesquisa na comunidade de Natuba. Um trabalho piloto foi desenvolvido em parceria com a empresa SMC Biológicos no local como forma de demonstrar o melhor manejo e tratamentos culturais que sejam menos danosos ao meio ambiente. Três produtores foram escolhidos e aceitaram ser orientados para um novo modo de condução das atividades com a terra.

Nas glebas testadas, os agrotóxicos e fertilizantes químicos foram banidos para evitar maior desgaste do solo e contaminação ambiental e somente utilizado adubo orgânico misturado com pó de rocha, para remineralizar o solo (Figura 41). Para auxiliar neste processo, foram indicados três produtos orgânicos à base de bactérias que melhoram o enraizamento e combatem pragas ao aumentar a fertilidade do substrato, além de orientações a respeito dos tratamentos culturais.

As atividades desenvolvidas nesta fase de assistência técnica e extensão rural (ATER) do projeto corroboram com o objetivo de desenvolvimento sustentável (ODS) 2 da Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (ONU) que visa, além de acabar com a fome, promover uma agricultura sustentável. De forma mais específica a ATER vinculou-se à meta 2.4 que objetiva ao incentivo, por meio de assistência técnica e extensão rural, de sistemas sustentáveis de produção alimentar.

Indo além de minimizar os impactos ambientais negativos, a decisão de aplicar menos agrotóxicos, não raras as vezes, implica diretamente em maior possibilidade de lucro para os próprios agricultores, em especial os produtores que possuem pouca capacidade técnica e costumam utilizar mais produtos do que seria realmente "necessário", diminuindo as possibilidades de maior rendimento. Schreinemachers *et al.* (2020) comprovaram que se utiliza

cerca de 96%, 92% e 42% a mais do que o ideal econômico no Vietnã, Camboja e Laos, respectivamente.

Figura 41 – Reunião instrutiva para ensino dos novos procedimentos de tratamentos culturais na área de trabalho piloto dentro da comunidade do baixo Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco



Fonte: O Autor (2024).

Corroborando com o exposto, estudo do Instituto Bureau for the Appraisal of Social Impacts for Citizen Information (LEBASIC, 2021) revela que o custo para aumentar a quantidade de terras produzindo cultivo orgânico (até 2030) é menor que o custo que a utilização de agrotóxicos tem para a sociedade, principalmente devido aos agravos à saúde advindos do modelo agrícola convencional.

4.3 MODELAGEM NUMÉRICA DE FLUXO HÍDRICO SUBTERRÂNEO

4.3.1 Dados de entrada do modelo

As informações pertinentes aos dados de entrada do software ModelMuse estão elencadas resumidamente no Quadro 13 e detalhados nesta subseção.

Quadro 13 – Parâmetros de entrada para o processo de modelagem de fluxo subterrâneo no ModelMuse

PARÂMETRO	VALOR/STATUS
Condutividade hidráulica horizontal	$8,69 \times 10^{-6} \text{ m/s}$
Armazenamento específico	$1 \times 10^{-4} \text{ m}^{-1}$
Rendimento específico/porosidade efetiva	13,62%

Carga hidráulica	*
Taxa de recarga	27,10%
Condutividade hidráulica vertical do leito do rio	<u>Inverno</u> Média: $3,72 \times 10^{-6}$ m/s <u>Verão</u> Média: $0,174 \times 10^{-6}$ m/s
Espessura do leito do rio (montante e jusante)	60 cm
Cota do topo (elevação) do rio (montante e jusante)	<u>Inverno</u> Montante: 145,35 m. Jusante: 144,07 m. <u>Verão</u> Montante: 145,25 m. Jusante: 143,97 m.
Cota da base (fundo) do rio (montante e jusante)	Montante: 144,45 m. Jusante: 143,17 m.
Extensão do leito do rio na célula	300 m.
Largura do leito do rio na célula	Média: 11,75 m.

Fonte: O Autor (2024).

* Maior detalhamento no decorrer desta seção.

4.3.1.1 Levantamento topográfico e medidas morfométricas do rio Natuba

Após o levantamento planialtimétrico da área em estudo (3 hectares), foi possível perceber que o rio corre naturalmente por diferença de cota, do transecto 1 até o transecto 4, apresentando desnível de 1,28 m nos pontos inicial e final desta seção do curso d'água.

Quanto à medida de nível d'água, a Tabela 31 mostra que as cotas da lâmina de água decresceram um pouco do período de inverno para verão, cerca de 18 cm na média. Para a largura, não se visualizou diferença entre os períodos do ano.

Tabela 31 – Cotas de lâmina d'água e de largura para o rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco

Localização	Largura do rio (m)	Cota do leito do rio (m)	Cota da lâmina d'água (m)	Cota da lâmina d'água (m)
			Inverno	Verão
Próximo ao transecto 1	9	144,45	145,35	145,25
Próximo ao transecto 2	16	143,52	144,92	144,52
Próximo ao transecto 3	12	143,70	144,20	144,10
Próximo ao transecto 4	10	143,17	144,07	143,97
Média	11,75	143,71	144,64	144,46

Fonte: O Autor (2024).

Por fim, não foi possível realizar a medição exata da espessura da zona hiporreica do rio Natuba devido a impossibilidade de realizar amostragem dos sedimentos abaixo dos primeiros 50 cm do leito, por meio do trado manual. Os resultados de granulometria indicam homogeneidade nessa primeira faixa, o que pressupõe que esta zona é um pouco maior que 50cm. Assim, levando-se em consideração que a literatura afirma que há possibilidade de

variação da espessura entre 20 e 60 cm (Takahashi; Ohta, 1999) e que, quanto menor o rio, maior tende a ser a espessura da zona hiporreica (Mendes, 2010), adotou-se 60 cm como a média da espessura do leito do rio Natuba.

4.3.1.2 Condutividade hidráulica do aquífero, porosidade efetiva e armazenamento específico

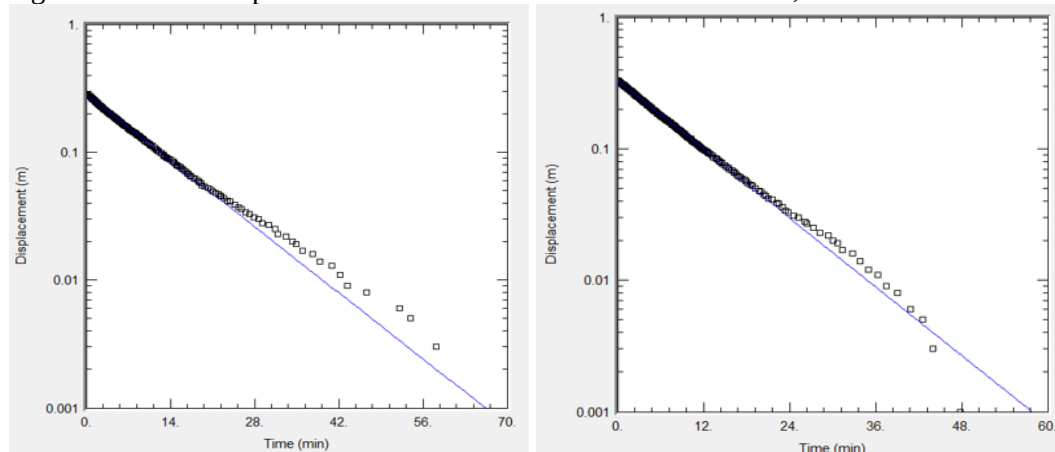
A bateria de testes foi realizada e os valores (Tabela 32) estimados de condutividade hidráulica horizontal foram semelhantes para as duplicatas no mesmo poço. A Figura 42 apresenta o gráfico dos dois testes para o poço 1, representando a execução dos ensaios em campo. Considerou-se a média entre todos os 8 poços e suas duplicatas como pressuposto para toda a área de estudo: $8,69 \times 10^{-6}$ m/s. Segundo Freeze e Cherry (2017), a variação identificada entre poços (10^{-5} a 10^{-8}) é típica da diferença entre areia limpa, areia siltosa e silte/argila, sendo de forma geral coerente com a granulometria diversa identificada nos perfis dos piezômetros.

Tabela 32 – Valores de condutividade hidráulica estimadas para os piezômetros instalados na sub-bacia do baixo Natuba

Piezômetro	Condutividade hidráulica (m/s)		
	Repetição 1	Repetição 2	Média
1	$1,99 \times 10^{-06}$	$2,35 \times 10^{-06}$	$2,17 \times 10^{-06}$
2	$1,06 \times 10^{-06}$	$1,07 \times 10^{-06}$	$1,07 \times 10^{-06}$
3	$1,15 \times 10^{-05}$	$9,41 \times 10^{-06}$	$1,05 \times 10^{-05}$
4	$9,52 \times 10^{-07}$	$2,06 \times 10^{-06}$	$1,51 \times 10^{-06}$
5	$1,47 \times 10^{-06}$	$1,84 \times 10^{-06}$	$1,65 \times 10^{-06}$
6	$1,59 \times 10^{-08}$	$1,55 \times 10^{-08}$	$1,57 \times 10^{-08}$
7	$8,48 \times 10^{-07}$	$9,79 \times 10^{-07}$	$9,14 \times 10^{-07}$
8	$4,96 \times 10^{-05}$	$5,38 \times 10^{-05}$	$5,17 \times 10^{-05}$
	Média		$8,69 \times 10^{-06}$

Fonte: O Autor (2024).

Figura 42 – Observações, a cada segundo, do decréscimo de carga hidráulica vs. tempo para o ensaio slug test realizado no piezômetro 1 da comunidade do baixo Natuba, Vitória de Santo Antão



Fonte: O Autor (2024).

Legenda: a- Primeiro teste slug realizado no piezômetro 1 no dia 01/07/24; b- Segundo teste slug realizado no piezômetro 1 no dia 01/07/24.

Os valores dos poços são congruentes entre si em sua maioria, tendo em vista a variação do percentual de areia total. O piezômetro 3 e 8 foram os que apresentaram maior condutividade hidráulica: o poço 3 tem sua justificativa no fato de possuir o maior percentual de areia total nos últimos metros do perfil (78,06%), dentre os poços construídos, chegando próximo ao valor estimado por Paiva (2009) para região aquífera livre do rio Beberibe ($1,5 \times 10^{-5}$ m/s), em que se tinha percentual similar de areia na profundidade da zona de filtro.

O poço 8, por sua vez, apesar de possuir boa condutividade hidráulica, apresenta o maior percentual de argila/silte, se comparado aos demais. Isto pode ser explicado pelo fato de que não somente a classe textural influencia no potencial da variável, mas também a forma com que esse material está estruturado, conforme Gonçalves e Libardi (2013). Oliveira, Gonçalves e Martins (2010) corroboram com este fato em seu estudo ao comparar solo franco-argilo-arenoso (latossolo vermelho) e solo argiloso (nitossolo vermelho férreo) e perceber maior condutividade hidráulica no perfil argiloso, no qual foi detectada a presença de fendas que pressupunham expansão e retração da argila que facilitavam a percolação.

A porosidade efetiva foi estimada em 13,62%, sendo este o cálculo para a média da condutividade hidráulica dos poços observados. O valor é coerente, pois está próximo ao limite máximo e mínimo de 3-12% e 15-32% que Johnson (1967) estabeleceu para solos argiloso-arenosos e areia média, respectivamente, e está dentro do esperado para solos siltosos (3-19%) e areia fina (10-28%). Para o armazenamento específico, foi utilizado o *default* de $0,0001 \text{ m}^{-1}$.

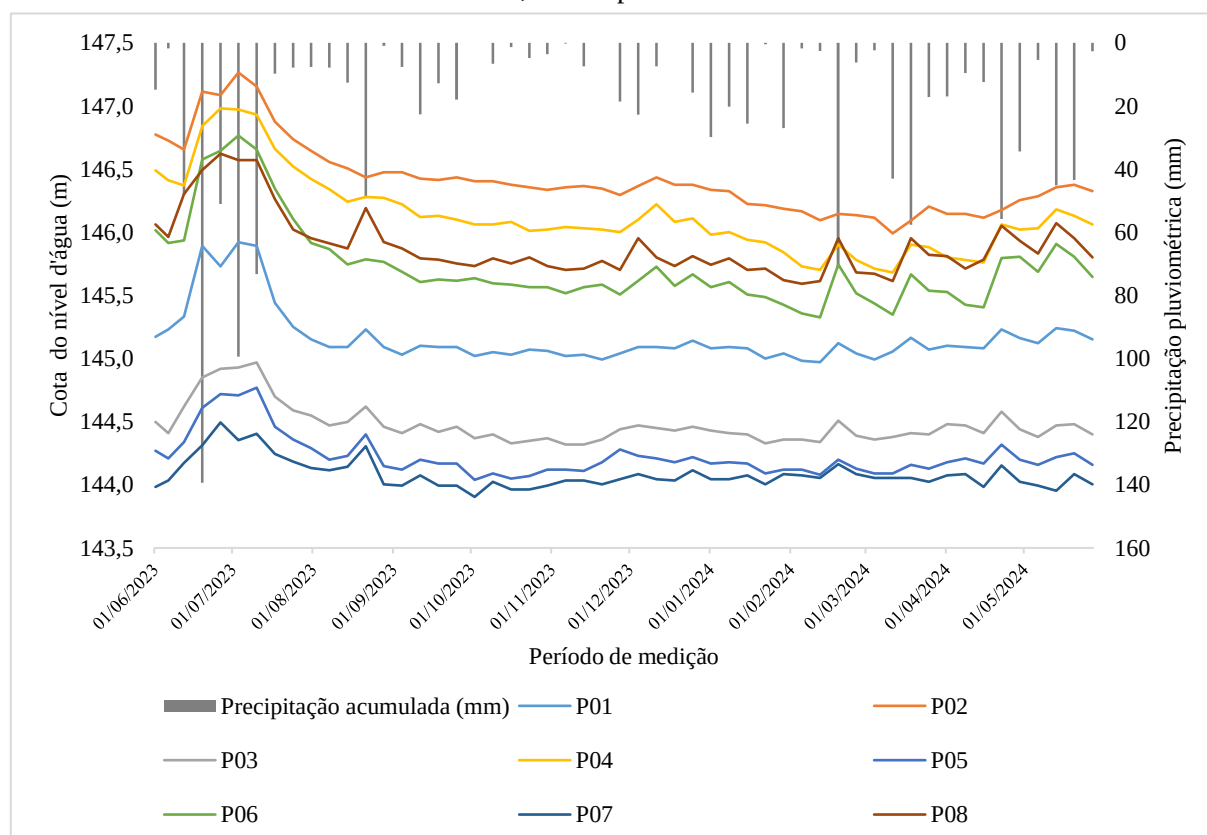
4.3.1.3 Levantamento dos níveis estáticos do aquífero e estimativa da taxa de recarga

Os resultados das medições dos níveis estáticos dos 8 piezômetros durante um ano hidrológico (junho/2023 a maio/2024), bem como sua relação com a precipitação podem ser visualizados na Figura 43. Ressalta-se que os dados do volume precipitado acumulado foram coletados na APAC para o posto automático “488 - Vitória de Santo Antão (PCD)”, localizado no Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), que dista aproximadamente 3 km da área em estudo.

Sabe-se que a diferença de carga hidráulica entre dois pontos de um aquífero, por meio da variação de cota topográfica, gera um gradiente hidráulico que rege o fluxo hídrico subterrâneo, partindo de ponto de maior cota para o de menor cota, conforme Lei de Darcy (Sahya *et al.*, 2023) e isso é visualizado no baixo Natuba, pois as cotas dos níveis d'água dos piezômetros indicam, em sua maioria, sentido de fluxo do poço mais afastado do rio (poços

pares) para os poços mais próximos ao rio (poços ímpares) e dos primeiros poços (transecto 1) até os últimos poços (transecto 4).

Figura 43 – Variação do nível estático, entre junho/2023 a maio/2024, nos 8 piezômetros localizados na comunidade do baixo rio Natuba, município de Vitória de Santo Antão-Pernambuco



Fonte: O Autor (2024).

É perceptível que o aquífero livre de Natuba possui boa resposta hidrológica às precipitações com elevação proporcional à intensidade das chuvas, sendo este cenário também detectado por diversos autores em aquíferos distintos (Monteiro; Montenegro; Montenegro, 2014; Martelli, 2012; Batista; Demétrio, 2019; Barbosa, 2020; Pasini *et al.*, 2022).

Segundo Barbosa (2020), esta relação chuva-nível estático em aquíferos livres pode sofrer influência de alguns fatores a exemplo da litologia do solo, espessura da zona não saturada, capacidade específica do poço, tipo do solo e seu uso/ocupação, além da presença de bombeamento nas proximidades. Naturalmente, quanto menor o tamanho da camada acima da saturada e mais arenosa, mais rápida será a resposta da chuva no lençol freático e isso foi percebido em Natuba.

Ademais, análise multivariada de variância ($p < 0,0001$) dos níveis estáticos dos 8 poços durante os 12 meses de avaliação indica que há diferença estatisticamente significativa entre os períodos do ano para cada piezômetro. A Tabela 33 apresenta, resumidamente, que estas

diferenças se relacionam majoritariamente com os meses de junho e julho e algum(ns) dos demais, ratificando o que foi apresentado na Figura 43, em que se constata a precipitação de aproximadamente 37%, do volume anual total, neste bimestre. A verificação de diferenças significativas em outros meses também é coerente, pois a variação da carga hidráulica difere entre os piezômetros conforme a própria resposta aos eventos de chuva.

Com essas informações das variações dos níveis d'água durante um ano hidrológico (2023/2024), estimou-se a taxa de recarga por meio do método *Water Table Fluctuation* (WTF) (Tabela 34) numa média de 27,10%, ou seja, estima-se que 337,03 mm (de um total de 1243,6 mm precipitado no período analisado) infiltrou no solo.

Tabela 34 – Valor estimado de recarga para os 8 piezômetros instalados na comunidade de Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco

Poço	Valor de recarga anual (m)	Valor de recarga anual (mm)	Precipitação anual (mm) (2023-2024)	Percentual de recarga (%)
1	0,31	308,90	1243,6	24,84
2	0,26	262,87		21,14
3	0,32	315,58		25,38
4	0,28	275,53		22,16
5	0,34	344,31		27,69
6	0,36	361,20		29,04
7	0,31	305,63		24,58
8	0,52	522,19		41,99
Média	0,34	337,03		27,10
Máximo	0,52	522,19		41,99
Mínimo	0,26	262,87		21,14

Fonte: O Autor (2024).

Apesar da variação deste percentual entre distintos aquíferos ser possível, devido às características específicas de cada ambiente/região, os valores aqui estimados são coerentes, coadunando-se com autores que utilizaram tal método: 21-40% em aquífero aluvionar costeiro no Rio Grande do Sul (Troian *et al.*, 2017), 8-34% em aquíferos situados em São Carlos-SP (Maziero; Wendland, 2005), 32-36% em bacia sedimentar do Araripe-CE (Melati *et al.*, 2017). Percebeu-se também valores menores para aquífero aluvionar situado no semiárido pernambucano: 8,7-21,6% (Coelho, 2016).

Tabela 33 – Análise da diferença dos níveis estáticos durante o ciclo hidrológico: junho/23 a maio/24

Meses com diferença significativa	Conclusão																							
	P1			P2			P3			P4			P5			P6			P7			P8		
	Dif. entre médias	IC 95%		Dif. entre médias	IC 95%		Dif. entre médias	IC 95%		Dif. entre médias	IC 95%		Dif. entre médias	IC 95%		Dif. entre médias	IC 95%		Dif. entre médias	IC 95%		Dif. entre médias	IC 95%	
Setembro / Fevereiro	-	-	-	0,30	0,02	0,59	-	-	-	0,37	0,04	0,69	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Setembro / Março	-	-	-	0,34	0,06	0,62	-	-	-	0,35	0,02	0,68	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Setembro / Abril	-	-	-	0,27	0,00	0,54	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Outubro / Março	-	-	-	0,28	0,01	0,55	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dezembro / Fevereiro	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,35	0,02	0,68	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dezembro / Março	-	-	-	0,29	0,01	0,57	-	-	-	0,34	0,01	0,66	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Fonte: O Autor (2024).
Legenda: “-”: Não houve diferença significativa entre as médias dos meses avaliados; IC: Intervalo de confiança.

4.3.1.4 Taxa de infiltração no leito do rio Natuba

Os valores de infiltração, bem como os resultados de granulometria para a seção estudada do rio Natuba estão contidos nas Tabelas 35 e 36.

Tabela 35 – Valores de infiltração vertical no leito do rio Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco

Ponto	Repetição	Valor (m/s)	
		Inverno	Verão
Ponto 1	1	-0,00000694	-0,00000536
Ponto 1	2	-0,00001037	0,00000076
Ponto 1	3	-	0,00000042
Ponto 2	1	0,00000035	0,00000037
Ponto 2	2	0,00000119	0,00000021
Ponto 3	1	0,00000031	0,00000011
Ponto 3	2	0,00000039	-

Fonte: O Autor (2024).

Legenda: - Repetição do ensaio não realizada para este ponto/período do ano.

Tabela 36 – Percentuais de granulometria para os locais de realização dos testes de infiltração no leito do rio

Local de teste	Perfil (cm)	Período	Areia Grossa (%)	Areia Fina (%)	Silte (%)	Argila (%)	Classificação textural (Shepard)
1	00-25	Inverno	63,00	35,26	0,03	1,71	Areia
	00-25	Verão	36,80	60,64	0,27	2,29	Areia
	25-50	Inverno	48,66	50,14	0,06	1,14	Areia
	25-50	Verão	45,40	53,08	0,11	1,41	Areia
2	00-25	Inverno	15,90	82,42	0,04	1,64	Areia
	00-25	Verão	17,16	79,08	0,12	3,64	Areia
	25-50	Inverno	49,30	49,58	0,06	1,06	Areia
	25-50	Verão	20,52	75,80	0,04	3,64	Areia
3	00-25	Inverno	22,96	75,06	0,12	1,86	Areia
	00-25	Verão	28,86	64,22	2,78	4,14	Areia
	25-50	Inverno	10,04	87,08	0,66	2,22	Areia
	25-50	Verão	23,88	69,52	0,46	6,14	Areia

Fonte: O Autor (2024).

O teste U de Mann-Whitney (Mann; Whitney, 1947) indica que não há diferença estatisticamente significativa entre os dois grupos de dados de taxas de infiltração, entre inverno e verão (Tabela 37).

O resultado negativo é possível nos ensaios de infiltração (Veras, 2011; Freitas, 2018) e, para este estudo, é provável que o bombeamento da água do rio ter sido iniciado pelos produtores no momento em que se faziam algum(ns) dos testes no ponto 1 pode ter influenciado no rebaixamento da carga hidráulica do manancial e ter induzido a reversão do rio de influente

(que fornece água para o aquífero) para efluente (que recebe água do aquífero) naquele dado momento.

Tabela 37 – Teste U de Mann-Whitney e estatística descritiva para o conjunto de dados do teste de infiltração

Teste aplicado		Estatística	p-valor	
U de Mann-Whitney		16	0,818	
Estatística descritiva				
Grupo	n	Mediana	Q1	Q3
INVERNO	6	3,15E-07	1,35E-07	6,75E-07
VERÃO	6	3,70E-07	-5,12E-06	9,90E-07

Fonte: O Autor (2024).

Legenda: Q1 - 1º quartil; Q3 – 3º quartil.

Freitas (2018) identificou maior taxa de silte/argila em meses imediatamente posteriores ao inverno (verão) em detrimento dos meses efetivamente de inverno, sugerindo o “assentamento” das partículas mais finas após a agitação do inverno, fato também observado neste estudo (Tabela 34). Possivelmente pode ter havido colmatção por esses finos, o que pode ter levado a uma média ligeiramente menor de infiltração no verão se comparado ao inverno. Entretanto, a granulometria do rio não apresentou diferenças significativas, entre os percentuais de areia grossa, areia fina, silte e argila entre as profundidades analisadas (00÷25 e 25÷50 cm) e entre os períodos de inverno e verão, por meio da análise de variância realizada.

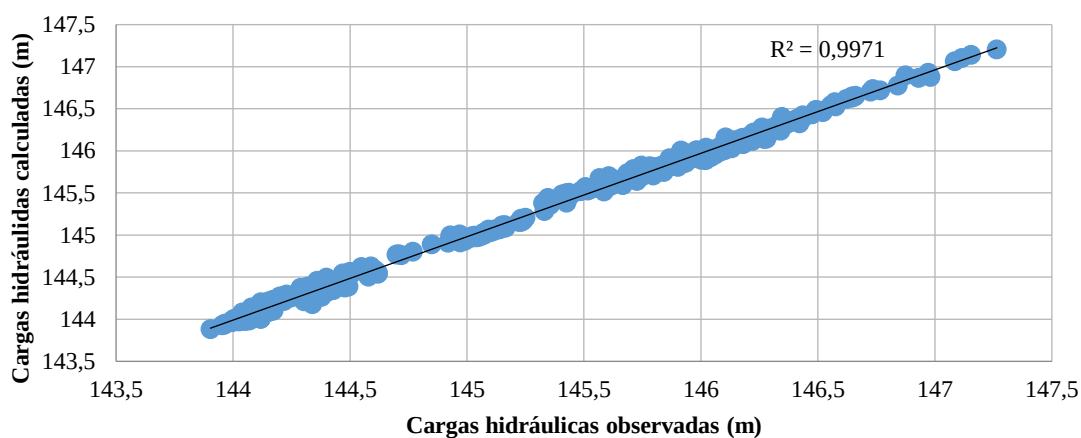
Dessa forma, esses testes iniciais são um ponto de partida de posteriores pesquisas mais abrangentes que permitam verificar zonas de maior recarga para o aquífero ou vice-versa, possibilitando gerenciamento sustentável dos recursos hídricos da região.

4.3.2 Calibração do modelo

O modelo convergiu satisfatoriamente após algumas tentativas de ajustes, alcançando R^2 de 0,997, NS de 0,996 e MAE de 0,044 (Figura 44). Além disso, os resíduos foram bem distribuídos no domínio do modelo, conforme consta na Tabela 38 e Figura 45.

Os valores estatísticos de calibração encontrados para o presente modelo se mostraram maiores que os identificados para outros estudos em que houve ótimos ajustes dos modelos, a exemplo de: $R^2=0,96$ para aquífero aluvial na bacia do rio Sucuru (PB) (Costa, 2018), $R^2=0,992$ para aquífero no estado de São Paulo (Safre, 2018), $R^2=0,98$ para bacia hidrográfica localizada em Florianópolis (SC) (Salgueiro, 2022), $R^2=0,92$ para o aquífero aluvial no sertão alagoano (Santos, 2024). Sendo assim, apesar das incertezas envolvidas em um processo de modelagem, é possível afirmar que o modelo numérico convergiu satisfatoriamente.

Figura 44 – Cargas hidráulicas calculadas versus observadas para o modelo proposto para a área de estudo



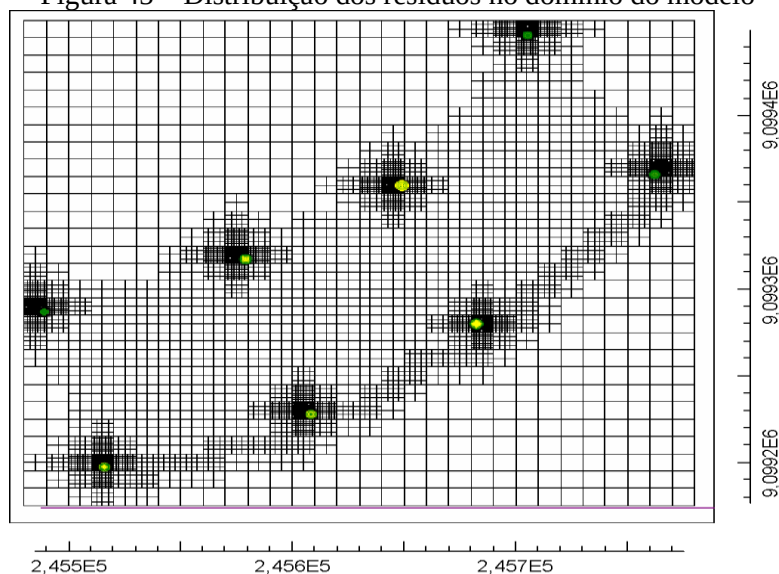
Fonte: O Autor (2024).

Tabela 38 – Estatística dos resíduos da modelagem do fluxo subterrâneo na área em estudo

Poços de observação	Máximo (m)	Mínimo (m)	Média (m)	Desvio padrão (m)	MAE	Nash-Sutcliffe	R²
Todos os poços	0,161	-0,109	0,022	0,048	0,044	0,996	0,997
1	0,079	-0,021	0,054	0,016	0,055	0,934	0,995
2	0,059	-0,022	0,029	0,014	0,030	0,986	0,998
3	0,114	-0,097	0,015	0,055	0,050	0,858	0,904
4	0,138	-0,071	0,061	0,047	0,068	0,940	0,979
5	0,161	-0,094	-0,018	0,054	0,047	0,879	0,912
6	0,088	-0,109	-0,016	0,053	0,047	0,973	0,975
7	0,108	-0,015	0,034	0,027	0,035	0,861	0,952
8	0,074	-0,016	0,015	0,018	0,018	0,991	0,995

Fonte: O Autor (2024).

Figura 45 – Distribuição dos resíduos no domínio do modelo

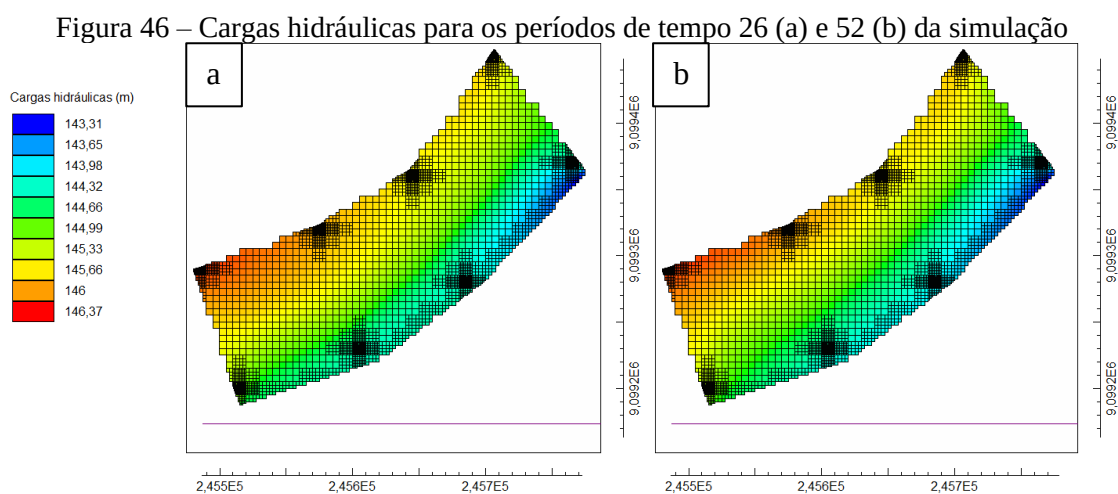


Fonte: O Autor (2024).

Legenda das cores para os resíduos: Amarelo – valores simulados > valores observados; verde – valores observados > valores simulados

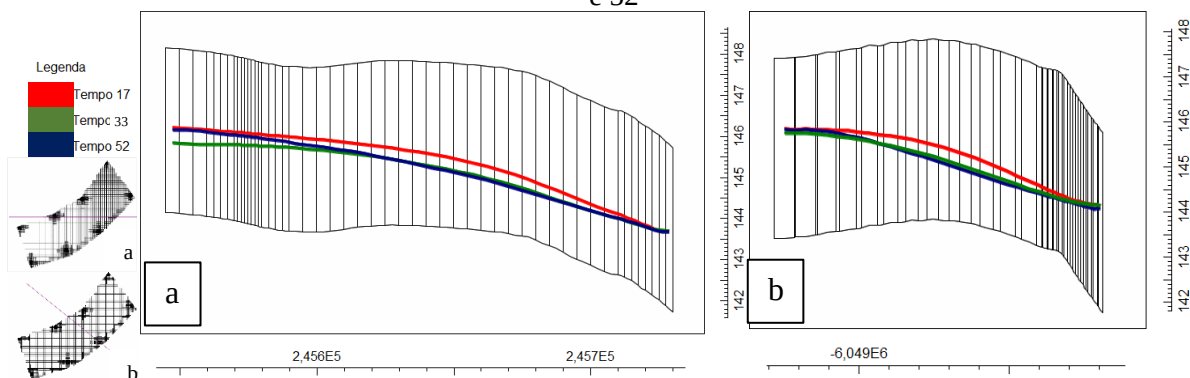
4.3.3 Fluxo hídrico subterrâneo e balanço hídrico

Com o modelo calibrado, foi possível obter as cargas hidráulicas da área em estudo (Figura 46) que corroboraram com as direções de fluxo previstas em subseções anteriores, as quais seguem a direção da diferença de carga hidráulica. Para melhor visualização das linhas do fluxo subterrâneo, a Figura 47 apresenta cortes transversais de oeste-leste e noroeste-sudeste, sendo possível inferir que tal deslocamento hídrico se dá, preferencialmente, nestas direções.



Fonte: O Autor (2024).

Figura 47 – Cortes transversais: oeste-leste (a) e noroeste-sudeste (b) para os períodos de tempo 17, 33 e 52



Fonte: O Autor (2024).

Uma análise dos fluxos iniciais e finais permite concluir que houve alteração nos níveis estáticos entre o início de junho/2023 e o mesmo período de 2024, sendo gerado decréscimo na maior parte dos poços, a uma média de -50 cm. O bombeamento por meio de poços não seria a causa desse rebaixamento do nível potenciométrico, tendo em vista a inexistência destes em atividade durante o ano de pesquisa, na área e ao seu entorno mais próximo. Por outro lado, conforme identificado na região, e corroborado pelas respostas dos questionários (questão 30),

há captação de água do rio (diariamente) para os usos das lavouras (Figura 48), incluindo para irrigação e lavagem das hortaliças, tendo em vista que não há chegada de água da Compesa dentro das glebas.

Esta retirada em massa de volumes d'água tem a capacidade de gerar redução na quantidade hídrica e, conseqüentemente, induzir a saída de água do sistema aquífero para o rio. Apesar de nas duas medições pontuais da cota da lâmina d'água do rio haver sido detectada H_{rio} (carga hidráulica do rio) um pouco maior que a $H_{aquifero}$ (carga hidráulica no aquífero) nas imediações dos transectos 1 e 2, foi percebido em contraponto, $H_{aquifero} \geq H_{rio}$, nas proximidades dos transectos 3 e 4. Por questões logísticas e operacionais, não foi possível realizar mais incursões de medição das cotas do rio, entretanto, um balanço hídrico dividido por quatro zonas (representando os 4 transectos) indicou que as zonas 3 e 4 foram responsáveis pela saída de pelo menos 63% do volume total cedido pelo aquífero ao rio.

Ademais, foi possível perceber que o balanço ou a diferença entre os valores dos testes de infiltração no leito do rio que indicaram volume de fluxo no sentido aquífero-rio e rio-aquífero geraram um resíduo de infiltração de $1,23 \times 10^{-5}$ m/s e $2,8 \times 10^{-7}$ m/s no sentido aquífero-rio no inverno e verão, respectivamente, corroborando a tese de que o bombeamento gera um fluxo adicional nesta direção.

Figura 48 – Vista de uma parte do rio Natuba com destaque para algumas captações ativas no manancial nas imediações do transecto 4



Fonte: O Autor (2024).

O balanço hídrico (Tabela 39) realizado para todo o modelo numérico calibrado no ModelMuse também mostrou semelhança nesse entendimento, porquanto sinalizou a saída de 6.534,90 m³ do sistema para o rio, enquanto houve entrada de apenas 510,17 m³ durante todo o período simulado de 364 dias. Percebeu-se padrão majoritário de descarga de água do aquífero para o rio no percentual de, aproximadamente 58%. Entretanto, amparado em uma variação plausível de $\pm 95\%$ do valor de parâmetro de condutância calibrado para o modelo, baseado na oscilação máxima observada em torno da média (em comum) nos ensaios para condutividade hidráulica do leito do rio, percebe-se a manutenção de descarga para o rio no mesmo percentual aproximado de 58% (na variação de +95% da condutância) e 49% (na variação de -95% da condutância).

Neste mesmo sentido, Riguetto e Dias (2016) indicaram, para um estudo de aquífero da bacia do rio Pitimbu (RN), que 54% do fluxo que saiu do sistema modelado foi direcionado para corpos hídricos superficiais.

Tabela 39 – Balanço hídrico acumulado para a área domínio do modelo no período de 364 dias

Período de tempo	Balanço hídrico	Entrada (m ³)	Saída (m ³)
52	Armazenamento	5.090,59	3.015,03
	Rio (RIV)	510,17	6.534,90
	Recarga (RCH)	98,78	0,00
	Carga constante (CHD)	5.571,80	1.721,31
	Total acumulado final	11.271,34	11.271,24

Fonte: O Autor (2024).

Salienta-se que nessa troca de massa entre rio-aquífero pode haver também troca de contaminantes. Um fator de risco para isto pode estar associado, segundo Braga (2016), à retirada de areia do leito do rio que expõe o aquífero freático à superfície, algo que é visto comumente na região de Natuba. Neste sentido, é sugerido por Santos (2024) que não haja essa retirada.

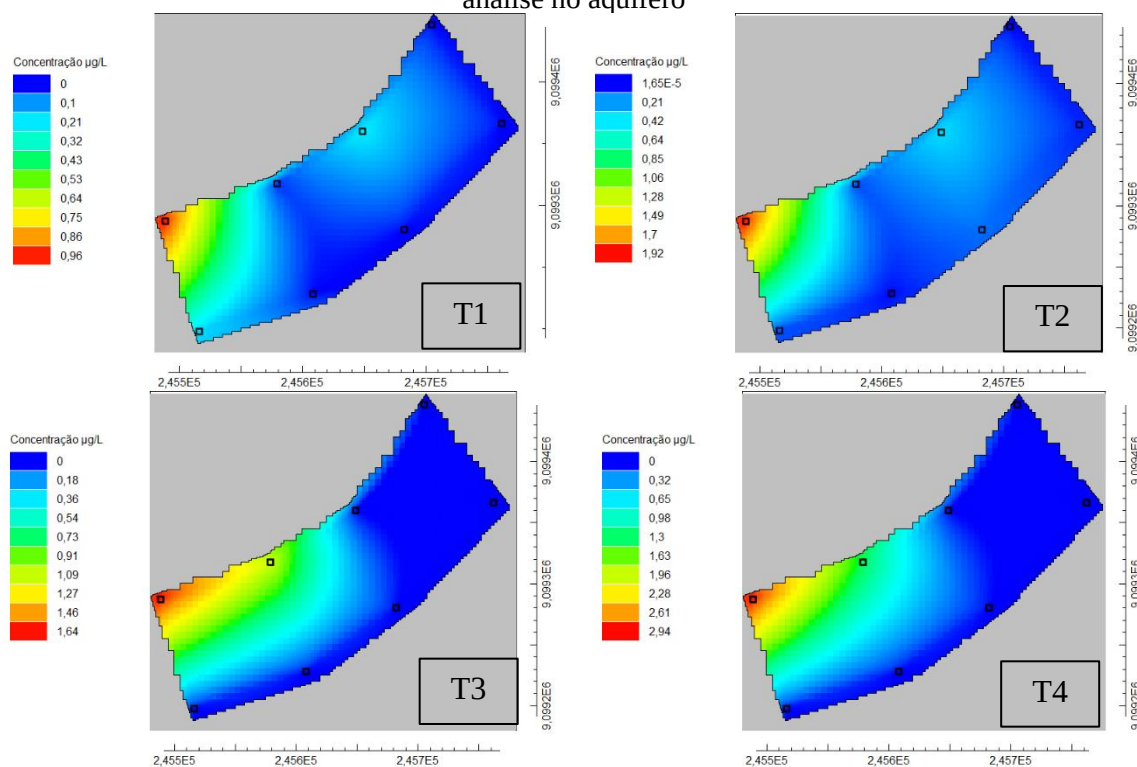
Indo além, o grande volume que sai do sistema aquífero para o rio sinaliza preocupações acerca da exploração do manancial superficial, tendo em vista sua interferência na quantidade d'água no aquífero. É preciso que se use com parcimônia este recurso natural, visando sua perpetuação em quantidade e qualidade para as futuras gerações.

4.3.4 Transporte do contaminante atrazina no aquífero

Considerando as concentrações de atrazina detectadas nas quatro incursões de avaliação do aquífero local (Tabela 40), a Figura 49 apresenta a concentração estimada para toda a área

por meio de interpolação. T1 (junho/2023), T2 (julho/2023), T3 (dezembro/2023) e T4 (janeiro/2024) se referem aos meses das referidas campanhas.

Figura 49 – Distribuição estimada da concentração do contaminante atrazina nas quatro campanhas de análise no aquífero



Fonte: O Autor (2024).

Tabela 40 – Valores de concentração de atrazina nos oito poços de monitoramento

Piezômetros	T1	T2	T3	T4
	µg/L			
P1	0,189	0,067	-	-
P2	0,968	1,925	1,647	2,946
P3	-	-	-	-
P4	0,017	0,065	1,109	1,348
P5	-	0,121	-	-
P6	0,222	0,385	-	-
P7	-	0,017	-	-
P8	-	-	-	-

Fonte: O Autor (2024).

Esta visualização permite inferir maior carga deste contaminante, e contínua no tempo, nos poços 2 e 4, havendo aumento desta concentração temporalmente ($T1 < T2 < T3 < T4$). Os poços 1, 5, 6 e 7, por sua vez, só apresentaram valor detectável no inverno (ao menos em uma das amostras deste período). A concentração maior no verão indica, possivelmente, uma menor diluição das cargas pulverizadas, pela ação da chuva; ao contrário do inverno em que houve, possivelmente, também carreamento do soluto para outras glebas e posterior infiltração.

A simulação, a partir dos valores de concentração constante (variando temporalmente) mais ao norte do modelo (nas proximidades dos poços 2 e 4), indicou um ajuste razoável entre o observado e simulado (Tabela 41 e Figura 50), dentro das ressalvas e limitações já descritas neste material.

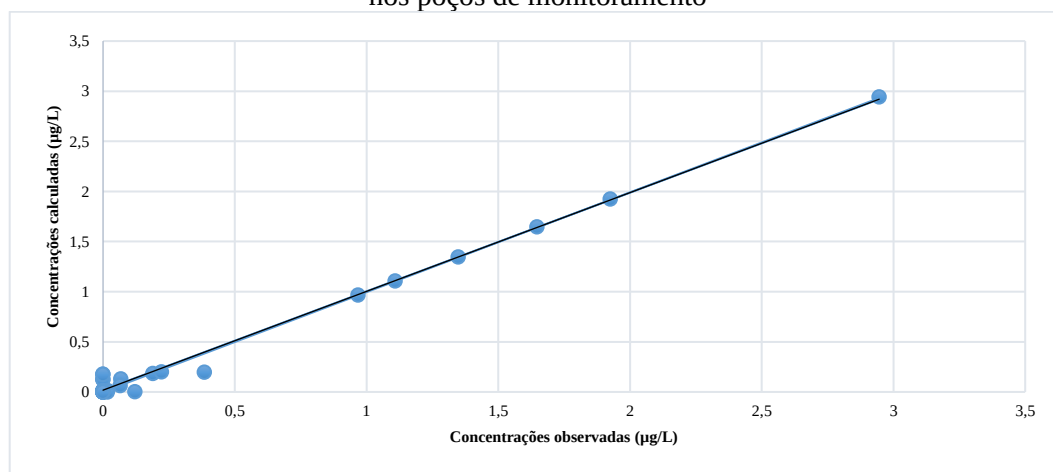
Dentre os dados, percebe-se os maiores resíduos de calibração no piezômetro 6, sendo, portanto, local de maior incerteza. Entretanto, como a ideia é fornecer inferências iniciais, apesar da lacuna de dados, considerou-se um bom ajuste para avaliação da disseminação da pluma de contaminação na localidade.

Tabela 41 – Verificação da convergência dos resíduos do contaminante atrazina para o modelo

Estatística	Valores
Máximo (µg/L)	0,187
Mínimo (µg/L)	-0,180
Média (µg/L)	-0,013
Desvio padrão (µg/L)	0,068
MAE	0,034
Nash-Sutcliffe	0,990
R ²	0,991

Fonte: O Autor (2024).

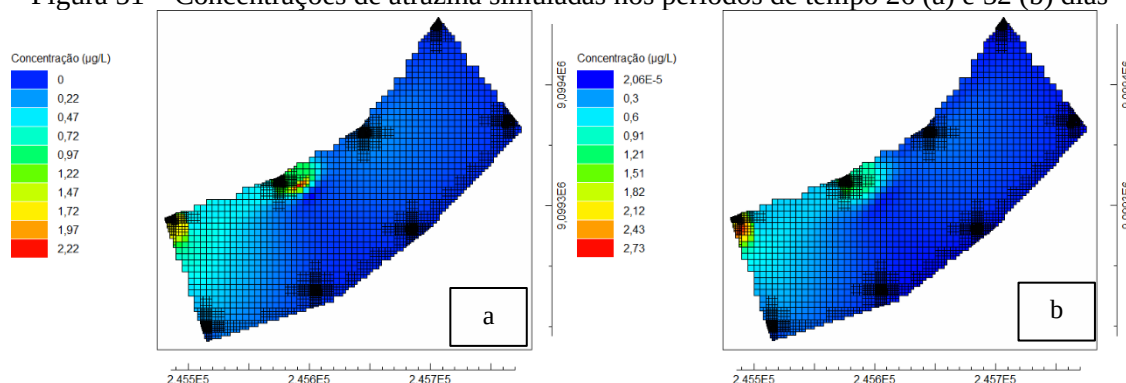
Figura 50 – Gráfico de verificação dos dados simulados *versus* observados de concentração da atrazina nos poços de monitoramento



Fonte: O Autor (2024).

Na Figura 51 estão demonstradas as cargas contaminantes simuladas, distribuídas no sistema, nos tempos 26 e 52 dias, que representam a metade e o final do período de simulação, respectivamente. As cargas que chegam ao transecto 4 são as mais baixas e não se conseguiu detecção pelos limites utilizados para este estudo (LD=0,017 µg/L), especialmente no verão.

Figura 51 – Concentrações de atrazina simuladas nos períodos de tempo 26 (a) e 52 (b) dias



Fonte: O Autor (2024).

Quanto ao balanço de massa (contaminante atrazina) saindo do sistema, é possível afirmar que para os dados utilizados na presente simulação, 4,09% (aproximadamente 203 µg/L) das saídas de concentrações do contaminante tem como destino o rio. Os valores podem variar entre 4,18% (207,72 µg/L) e 2,61% (126,03 µg/L) para uma oscilação no valor calibrado da condutância para $\pm 95\%$, respectivamente. Apesar do percentual ser baixo e sabendo-se das incertezas envolvidas na modelagem, acende-se um alerta quanto a esta interação e suas implicações na salubridade ambiental do manancial superficial.

Dados de contaminação (seção anterior) mostraram a identificação de atrazina em amostras de sedimento do rio Natuba. Do mesmo modo, além do aquífero, pendimetalina e fipronil foram detectados também em amostras de sedimento e, este último, igualmente no próprio rio, ratificando esta preocupação e indicação para aprofundamentos em futuros estudos a respeito da interação rio-aquífero na região devido a troca de massas entre eles.

Beegum *et al.* (2020) verificaram a velocidade da degradação da atrazina no aquífero Zwischenscholle (Alemanha) para uma simulação de 40 anos, com pulverização nos primeiros 20 anos e banimento nos últimos 20 anos. Foi simulada a presença do IA mesmo após o fim dos 40 anos de simulação, com uma média de 0,035 µg/L. Este estudo foi corroborado pelas análises laboratoriais realizadas por Vonberg *et al.* (2014) para o mesmo sítio. Segundo Beegum *et al.* (2020), esta persistência se deu devido ao declínio lento da concentração e a disponibilização do composto na zona vadosa que é, gradativamente, inserida no sistema aquífero mesmo após o fim de sua pulverização.

A atrazina também foi avaliada (a partir dos softwares Modflow e MT3D) por Levy *et al.* (1998) para o aquífero localizado em Wisconsin (EUA) e chegou-se à conclusão de que demoraria entre 5-10 anos para tal composto ser dissipado à metade de sua concentração inicial, após o término de sua inserção naquele sistema aquífero. No referido estudo, o fluxo entre o aquífero e o lago foi limitado por conta da baixa condutividade hidráulica no local e constatou-

se que há pequenas concentrações do composto no aquífero nas áreas próximas aos lagos, se comparado às demais regiões do aquífero, o que impõe restrições para o caminhamento de grandes volumes do contaminante para a superfície.

Corroborando com esses estudos, Gaus e Castele (2004), Jaramillo *et al.* (2019) e Petrova *et al.* (2023) demonstram que a atrazina é uma substância com baixa capacidade de degradação, fato que confirma a possibilidade dela ser detectada em aquífero, mesmo anos após o fim de sua aplicação. Além disso, Jaramillo *et al.* (2019) identificaram que a transferência do soluto também pode ocorrer no sentido inverso ao constatado na presente modelagem (a partir do rio para o aquífero). Dentre os compostos avaliados por meio de modelagem de transporte (ametrina, carbofurano, diuron e atrazina), a atrazina apresentou a menor taxa de remoção no percurso entre o rio e o poço de bombeamento, ou seja, a água explotada do aquífero apresentaria os maiores valores de concentração, se comparado aos demais compostos.

É possível observar semelhança no que se refere à transferência de outras substâncias de aquíferos para mananciais superficiais a exemplo de benzeno, a qual Cândido (2018) modelou para uma reserva hídrica subterrânea da região metropolitana de Belo Horizonte (MG) e detectou caminhamento de 400 metros (em um ano). Diferentemente do benzeno, cádmio e zinco foram modelados para um aquífero, localizado no município de Duque de Caxias (RJ), por Carvalho (2017), sendo demonstrada uma pluma máxima de 20/25 metros para um período de 50 anos, sem possibilidade de atingir o curso hídrico superficial mais próximo.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Nesta seção serão apresentadas as conclusões referentes a todos os objetivos abordados pela pesquisa, bem como as recomendações para estudos futuros.

5.1 CONCLUSÕES

O manejo inadequado dos agrotóxicos na sub bacia do baixo rio Natuba implica diretamente em contaminação das hortaliças produzidas na região, aquífero, rio Natuba, água dos tanques de lavagem, solo e sedimentos do rio.

Estimou-se que os compostos glifosato e mancozebe apresentam maior risco potencial de contaminação do meio ambiente, se comparado às demais substâncias relatadas pelos produtores de Natuba, apresentando valores 116% acima da média ERI. Dentre os compostos detectados nas matrizes ambientais da localidade, destacaram-se atrazina, pendimetalina e metolaclo-ro com 225%, 123% e 22% acima da média, respectivamente.

Houve aumento da detecção de contaminantes nas matrizes ambientais analisadas entre 2012-2023. Ficou constatado o acréscimo de 120% da quantidade de compostos detectados na região, quando se compara apenas as matrizes em comum ao estudo de Nascimento (2013). Quando se leva em conta a pesquisa por completo (adicionando tanques de lavagem e sedimento de rio), houve acréscimo de 610% no montante de compostos. O que torna mais alarmante é o fato de 42/71 (59,15%) ser proibido ou nunca ter sido registrado para uso agrícola no país, desconhecendo-se os reais riscos a que o meio ambiente está exposto.

Uma das amostras de alface apresentou quociente de risco crônico alto com possibilidade de comprometimento da saúde dos consumidores em médio/longo prazos. Destacou-se ainda a presença de poluentes orgânicos persistentes (POPs) no aquífero e no sedimento do rio Natuba e a detecção de até 9 substâncias distintas em uma mesma amostra de água do aquífero. Observou-se maior quantidade de detecções de contaminantes no aquífero no inverno, quando comparado com o verão, sendo explicada pela maior pluviosidade e menor espessura da zona vadosa neste período.

A modelagem matemática do fluxo hídrico do aquífero local obteve resultados coerentes, com boa calibração para o modelo de fluxo subterrâneo ($NS=0,99$), indicando sentido de fluxo subterrâneo de oeste-leste e noroeste-sudeste. Sendo assim, o estudo disponibiliza esta ferramenta para gerenciamento hídrico na região, visando a sustentabilidade deste recurso finito. De forma preliminar, a avaliação do transporte de atrazina fornece indícios

de que o contaminante presente no lençol freático alcança o rio Natuba por meio desta interação aquífero-rio existente na localidade.

5.2 RECOMENDAÇÕES

A partir do que foi alcançado no presente estudo, recomenda-se:

Avaliações de todas matrizes ambientais estudadas por um período maior de tempo, em especial de água da chuva e sedimentos, tendo em vista que são matrizes pouco examinadas se comparado às demais e necessitam de mais dados para embasar ações efetivas dos órgãos competentes do estado de Pernambuco. É recomendável ainda analisar organismos não alvo, a exemplo de aves, peixes, anfíbios e insetos, como forma de compreender o impacto da pulverização sobre eles. Especificamente, recomenda-se incluir o glifosato na lista dos compostos avaliados, tendo em vista que é o agrotóxico mais utilizado no Brasil e na área em estudo.

Quanto aos sedimentos, especificamente, recomenda-se um estudo direcionado a este substrato visando monitoramento em médio e longo prazos dos contaminantes orgânicos, principalmente para ter conhecimento a respeito da evolução temporal e espacial destes contaminantes no meio. Isto poderá fornecer maiores embasamentos estatísticos, possibilitando conclusão mais apurada sobre a utilização ou não destes compostos na atualidade. Os dados permitirão ações na região por parte dos órgãos ADAGRO e CPRH, visando coibir a utilização dos compostos banidos/não registrados no Brasil.

Faz-se necessário um período maior de medições dos níveis estáticos dos piezômetros, visando realizar a validação do modelo e, assim, permitir uma maior confiabilidade nas suas respostas. Após estas melhorias, sugere-se fortemente a revisão do modelo de transporte de contaminantes para torná-lo mais robusto a partir do aumento da quantidade de observações na área. Por fim, recomenda-se a aplicação de modelos de transporte (a exemplo de Hydrus 1D) também na zona não saturada, visando complementar a compreensão do caminhamento dos contaminantes até chegar ao aquífero. Estas ações permitirão avanços nesta ferramenta para a tomada de decisões dos órgãos de controle ambiental (gerenciamento ambiental da sub bacia hidrográfica).

REFERÊNCIAS

- ABBAS, M. N.; AL-MADHHACHI, A. S. T. Pesticide remediation from soil and water accessing to zero residue level. **Quantum Journal of Environmental Studies**, v. 1, n. 1, p. 5–21, mar. 2020.
- ABDELKADER, A. I.; AYOUB, M. M.; MOHAMMED, A. S. Evaluation of pesticide residues in some commonly consumed vegetables in Egypt and their related chronic exposure. **Alfarama Journal of Basic & Applied Sciences**, v. 2, n. 1, p. 149-167, jan, 2021.
- ACOSTA-DACAL, A.; RIAL-BERRIEL, C.; DÍAZ-DÍAZ, R.; BERNAL-SUÁREZ, M. M.; LUZARDO, O. P. Optimization and validation of a QuEChERS-based method for the simultaneous environmental monitoring of 218 pesticide residues in clay loam soil. **Science of the Total Environment**, v. 753, p. 1-17, jan. 2021.
- ADESHINA, Y. A.; SOLOMON, A.; ADEMOLA, A. F. Contamination Levels of Organochlorine and Organophosphorous Pesticide Residues in Water and Sediment from River Owena, Nigeria. **Current Journal of Applied Science and Technology**, v. 34, n. 2, p. 1–11, mar. 2019.
- ADEYEEYE, E.; OLATOYE, R.; IBIGBAMI, O.; ADESINA, A.; GBOLAGADE, A. Evaluation of pesticides residues distribution in fresh and smoked body parts of *Clarias gariepinus* and assessment of possible health risks in Nigeria. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, v. 54, n. 3, p. 163–169, nov. 2019.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE DEFESA AGROPECUÁRIA - ADAGRO. **Portaria n. 81, de 22 de dezembro de 2014**. Dispõe sobre a regularização, solicitação e renovação do registro na ADAGRO de revendas de agrotóxicos e prestadoras de serviços na aplicação de saneantes domissanitários e dá outras providências. Recife: Adagro, 2014. Disponível em: http://www2.adagro.pe.gov.br/c/document_library/get_file?p_l_id=19893&folderId=199865&name=DLFE-313503.pdf. Acesso em: 26 fev. 2023.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE DEFESA AGROPECUÁRIA - ADAGRO. **Portaria n. 46, de 23 de agosto de 2017**. Dispõe que a prática de capina química no Estado de Pernambuco fica condicionada à prévia aprovação da Agência de Defesa e Fiscalização Agropecuária do Estado de Pernambuco - ADAGRO. Recife: Adagro, 2017. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=350134>. Acesso em: 06 abr. 2023.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE DEFESA AGROPECUÁRIA - ADAGRO. **Portaria n. 19, de 07 de junho de 2019**. Estabelecer normas técnicas e práticas seguras para a capacitação permanente e continuada dos profissionais que executam atividades de aplicadores de agrotóxicos, afins, adjuvantes e saneantes domissanitários no Estado de Pernambuco, conforme ANEXO ÚNICO, que será disponibilizado no sítio eletrônico da ADAGRO, sendo válido para todos os fins de direito. Recife: Adagro, 2019. Disponível em: <https://www.adagro.pe.gov.br/legislacao/portarias-leg>. Acesso em: 06 abr. 2023.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE DEFESA AGROPECUÁRIA - ADAGRO. **Programa estadual de agrotóxicos**. Disponível em: <https://www.adagro.pe.gov.br/programa-estadual-de-agrotoxicos>. Acesso em: 26 fev. 2023.

AGÊNCIA ESTADUAL DE DEFESA AGROPECUÁRIA - ADAGRO. **Receituários agrônômicos:** fiscalização em casas de revenda agropecuária de Vitória de Santo Antão-PE. Recife: Diretoria de Defesa e Inspeção Vegetal-Adagro, 2024.

AGÊNCIA NACIONAL DE AVIAÇÃO CIVIL - ANAC. **Resolução n. 710, de 31 de março de 2023.** Aprovar a Emenda nº 03 ao Regulamento Brasileiro da Aviação Civil Especial - RBAC-E nº 94, intitulado “Requisitos gerais para aeronaves não tripuladas de uso civil”, consistente nas seguintes alterações. Brasília: Anvisa, 2023. Disponível em: <https://www.anac.gov.br/assuntos/legislacao/legislacao-1/resolucoes/2023/resolucao-710>. Acesso em: 03 maio 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **Portaria nº 03/MS/SNVS, de 16 de janeiro de 1992.** Ratificar os termos das "Diretrizes e orientações referentes à autorização de registros, renovação de registro e extensão de uso de produtos agrotóxicos e afins - no 1, de 9 de dezembro de 1991", publicadas no D.O.U. em 13 - 12 -91. Brasília: Anvisa, 1992. Disponível em: <https://www.aenda.org.br/wp-content/uploads/2018/02/portaria-anvisa-03-1992-avaliacao-toxicologica.pdf>. Acesso em: 21 out. 2022.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (Brasil). **Nota técnica: Reavaliação Toxicológica do Ingrediente Ativo MSMA.** [2002]. Disponível em: https://antigo.anvisa.gov.br/documents/111215/117761/NT_MSMA_FINAL_3.pdf/4b05e6fd-52b8-41f0-9de8-9e0775014af9. Acesso em: 17 dez. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **Resolução da Diretoria Colegiada - RDC no 294, de 29 de julho de 2019.** Dispõe sobre os critérios para avaliação e classificação toxicológica, priorização da análise e comparação da ação toxicológica de agrotóxicos, componentes, afins e preservativos de madeira, e dá outras providências. Brasília: Anvisa, 2019a. Disponível em: http://portal.anvisa.gov.br/documents/10181/2858730/RDC_294_2019_.pdf/c5e8ab56-c13d-4330-a7a4-153bed4c5cda. Acesso em: 21 out. 2022.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **Resolução da Diretoria Colegiada - RDC no 295, de 29 de julho de 2019.** Dispõe sobre os critérios para avaliação do risco dietético decorrente da exposição humana a resíduos de agrotóxicos, no âmbito da Anvisa, e dá outras providências. Brasília: Anvisa, 2019b. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=381152#:~:text=Disp%C3%B5e%20sobre%20os%20crit%C3%A9rios%20para,que%20lhe%20confere%20o%20art>. Acesso em: 06 abr. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **Resolução n. 1.967, de 18 de julho 2019.** Altera a Resolução - RE Nº 165, de 29 de agosto de 2003, DOU de 02 de setembro de 2003. Brasília: Anvisa, 2019c. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-excluidas/f33-2013-fentoato.pdf>. Acesso em: 07 set. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **Instrução Normativa n. 73, de 01 de setembro de 2020.** Dispõe sobre a inclusão de declaração de nova fórmula na rotulagem de agrotóxico e afins quando da alteração de sua composição. Brasília: Anvisa, 2020. Disponível em:

https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2020/IN_73_2020_.pdf. Acesso em: 06 abr. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **Instrução Normativa n. 204, de 27 de dezembro de 2022**. Dispõe sobre alteração das Monografias dos ingredientes ativo na Relação de Ingredientes Ativos de Agrotóxicos, Saneantes Desinfestantes e Preservativos de Madeira, publicada por meio da Instrução Normativa - IN Nº 103, de 19 de outubro de 2021. Brasília: Anvisa, 2022a. Disponível em: http://antigo.anvisa.gov.br/documents/10181/6494642/IN_204_2022_.pdf/f0d1c7c3-7af9-477e-ae22-515c2ea8bb49. Acesso em: 26 fev. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **Portaria n. 200, de 24 de março de 2022**. Dispõe sobre a instituição do Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos - PARA. Brasília: Anvisa, 2022b. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-pt-n-200-de-24-de-marco-de-2022-389597827>. Acesso em: 06 abr. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos - PARA**: Relatório das amostras analisadas no período de 2017-2022. Brasília: ANVISA, 2023. 136 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA – ANVISA; SECRETARIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA – SDA. **Instrução Normativa Conjunta n. 2, de 07 de fevereiro de 2018**. Ficam definidos os procedimentos para a aplicação da rastreabilidade ao longo da cadeia produtiva de produtos vegetais frescos destinados à alimentação humana, para fins de monitoramento e controle de resíduos de agrotóxicos, em todo o território nacional, na forma desta Instrução Normativa Conjunta e dos seus Anexos I a III. Brasília: Anvisa, 2018. Disponível em: https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/2915263/do1-2018-02-08-instrucao-normativa-conjunta-inc-n-2-de-7-de-fevereiro-de-2018-2915259. Acesso em: 06 abr. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA – ANVISA; SECRETARIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA – SDA; INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Instrução Normativa Conjunta n. 25, de 14 de setembro de 2005**. Estabelecer os procedimentos a serem adotados junto ao MAPA, ANVISA e IBAMA, para efeito das avaliações preliminares e de obtenção do Registro Especial Temporário - RET, para produtos técnicos, pré-misturas, agrotóxicos e afins, destinados à pesquisa e experimentação. Brasília: Anvisa, 2005. Disponível em: https://sistemasweb.agricultura.gov.br/conjurnormas/index.php/INSTRU%C3%87%C3%83O_NORMATIVA_CONJUNTA_N%C2%BA_25,_DE_14_DE_SETEMBRO_DE_2005. Acesso em: 06 abr. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA – ANVISA; SECRETARIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA – SDA; INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Instrução Normativa Conjunta n. 1, de 27 de setembro de 2006**. Para fins de registro de produtos técnicos, pré-misturas, agrotóxicos e afins destinados exclusivamente à exportação, o interessado deve apresentar requerimento de registro, acompanhado dos documentos pertinentes, conforme estabelecido nos Anexos I, II e III, desta Instrução Normativa Conjunta. Brasília: Anvisa, 2006a. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos->

agropecuarios/insumos-agricolas/agrotoxicos/legislacao/arquivos-de-legislacao/inc-01-2006-rex. Acesso em: 06 abr. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA – ANVISA; SECRETARIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA – SDA; INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Instrução Normativa Conjunta n. 1, de 23 de janeiro de 2006.** Estabelecer procedimentos a serem adotados para efeito de registro de produtos semioquímicos que se caracterizem como produtos técnicos, agrotóxicos ou afins, segundo definições estabelecidas no Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002, art. 1º, incisos IV e XXXVII. Brasília: Anvisa, 2006b. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/agrotoxicos/legislacao/arquivos-de-legislacao/inc-01-2006-semioquimicos>. Acesso em: 06 abr. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA – ANVISA; SECRETARIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA – SDA; INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Instrução Normativa Conjunta n. 1, de 18 de abril de 2013.** Instrução Normativa Conjunta Mapa, Anvisa e Ibama sobre alteração de formulação de agrotóxicos e afins. Brasília: Anvisa, 2013. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&legislacao=129916>. Acesso em: 06 abr. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA – ANVISA; SECRETARIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA – SDA; INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Instrução Normativa Conjunta n. 1, de 16 de junho de 2014.** Estabelecer as diretrizes e exigências para o registro dos agrotóxicos, seus componentes e afins para culturas com suporte fitossanitário insuficiente, bem como o limite máximo de resíduos permitido. Brasília: Anvisa, 2014. Disponível em: https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/agrotoxicos/legislacao/INC01_16_01_2014_atualizada_ato_69_01_10_19.pdf. Acesso em: 06 abr. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA – ANVISA; SECRETARIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA – SDA; INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Instrução Normativa Conjunta n. 11, de 30 de junho de 2015.** Estabelece critérios e procedimentos para registro de agrotóxicos, seus componentes e afins para uso em emergências sanitárias ou ambientais. Brasília: Anvisa, 2015. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&legislacao=136208#:~:text=Estabelece%20crit%C3%A9rios%20e%20procedimentos%20para,em%20emerg%C3%Aancias%20sanit%C3%A1rias%20ou%20ambientais>. Acesso em: 06 abr. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA – ANVISA; SECRETARIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA – SDA; INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Instrução Normativa Conjunta n. 1, de 08 de novembro de 2019.** Estabelece diretrizes para o registro de agrotóxico e afins destinados ao uso agrícola em cultivos de plantas ornamentais, bem como para inclusão desses usos em produtos já registrados. Brasília: Anvisa, 2019. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&legislacao=138814#:~:te>

xt=Estabelece%20diretrizes%20para%20o%20registro,usos%20em%20produtos%20j%C3%A1%20registrados. Acesso em: 06 abr. 2023.

AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA – APAC. **Monitoramento pluviométrico**. Disponível em: <http://old.apac.pe.gov.br/meteorologia/monitoramento-pluvio.php>. Acesso em: 06 de maio 2024.

AGOST, L.; ANGEL-VELÁZQUEZ, G. Peri-urban pesticide contamination risk index. **Ecological Indicators**, v. 114, p. 1-14, mar. 2020.

AGUILAR, B. A. R.; RIVERA, L. M. M.; LUCANO, A. A. P.; ARRONA, C. I. O.; HERNÁNDEZ, O. G. C. Análisis de residuos de plaguicidas en el agua superficial de la cuenca del Río Ayuquila-Armería, México. **Terra Lationamericana**, v. 37, n. 2, p. 151-161, fev. 2019.

AHMAD, Z.; FRYARL, A.; HAFEEZ, M.; AHMAD, I.; AKHTER, G. Simulated transport of jet fuel leaking into ground water, Sindh Pakistan. **Journal Wetlands Biodiversity**, v. 2, p. 21–35, fev. 2012.

AHSAN, N. U. **Assessment of salt water intrusion in the south western coastal aquifers of Khulna by using Visual Modflow**. 2019. 137 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Instituto Militar de Ciência e Tecnologia, Dacca, 2019.

AKHIL, P. S.; SUJATHA, C. H. Prevalence of organochlorine pesticide residues in groundwaters of Kasargod District, India. **Toxicological & Environmental Chemistry**, v. 94, n. 9, p. 1718–1725, out. 2012.

AKINSANYA, B.; ISIBOR, P.O.; OLALERU, F.; ABAYOMI, A.; AKEREDOLU, E.; OHAZULIKE, M. I.; SALIU, J. K. Bioaccumulation of Pyrethroid in Parasite *Wenyonia acuminata* (Cestoda: Caryophyllaeidae) and Host fish *Synodontis clarias* (Linnaeus, 1758) from Lekki Lagoon, Lagos Nigeria. **Brazilian Journal of Biology**, v. 81, n. 3, p. 822-834, ago. 2021.

ALBUQUERQUE, F. A. **Estudos hidrológicos em microbacias com diferentes usos do solo na sub bacia do alto Natuba**. 2010. 181 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2010.

ALBUQUERQUE, T. B. V. **Caracterização física e biológica da zona hiporreica na interação rio-aquífero no rio Beberibe-Pernambuco**. 2015. 166 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

ALISTER, C.; KOGAN, M. ERI: Environmental risk index. A simple proposal to select agrochemicals for agricultural use. **Crop Protection**, v. 25, n. 3, p. 202-211, mar. 2006.

ALLA, S. A. G.; LOUTFY, N. M.; SHENDY, A. H.; AHMED, M. T. Hazard index, a tool for a long term risk assessment of pesticide residues in some commodities, a pilot study. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, v. 73, n. 3, p. 985-991, dez. 2015.

ALLER, L. BENNETT, T.; LEHER, J. H.; PETTY, R. J. **DRASTIC**: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. Oklahoma: USEPA, 1987.

ALVES, P. A. T. **Aquíferos sob ameaça**: estudo sobre a contaminação por agrotóxicos em uma área de recarga do aquífero Guarani. 2016. 129 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.

AMER, N. M.; EL-TAHLAWY, E. M.; ABDELGELIL, K. S. Pesticides usage in agriculture among rural women in Egypt: association between serum organo-chlorine pesticide residues and occurrence of diabetes. **World Journal of Medical Sciences**, v. 9, n. 1, p. 8-15, set. 2013.

ANA. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras**: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. Brasília: ANA, 2011. 327 p.

ANA. **Avaliação dos recursos hídricos subterrâneos e proposição de modelo de gestão compartilhada para os aquíferos da chapada do Apodi, entre os estados do Rio Grande do Norte e Ceará**. Brasília: ANA, 2010. 151 p.

ANA. **Domínios hidrogeológicos**. [2007]. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/226381bf-48bd-4c75-8b3e-2372157438fb>. Acesso em: 16 jan. 2023.

ANASTASSIADES, M.; LEHOTAY, S. J. Fast and Easy Multiresidue Method Employing Acetonitrile Extraction/Partitioning and “Dispersive Solid-Phase Extraction” for the Determination of Pesticide Residues in Produce. **Residues and Trace Elements**, v. 86, n. 2, p. 412-431, mar. 2003.

ANDERSON, M. P.; WOESSNER, W. W. **Applied groundwater modeling**: simulation of flow and advective transport. San Diego: Academic Press, 1992.

ANDERSON, M. P.; WOESSNER, W. W.; HUNT, R. J. **Applied groundwater modelling**: simulation of flow and advective transport. 2 ed. San Diego: Elsevier, 2015. 381 p.

ANDRADE, A. P. R.; FERREIRA, R. B.; CIRINO, K. F. S.; SANTOS, W. S.; SILVA, L. R. Percepção dos Produtores rurais sobre o uso de agrotóxicos na cultura de banana-maçã de Itaguaru (GO) e região. **Revbea**, v. 15, n. 3, p. 258-273, 2020.

ANNUNCIAÇÃO, D. L. R.; ALMEIDA, F. V.; HARA, E. L. Y.; GRASSI, M. T.; SODRÉ, F. F. Éteres difenílicos polibromados (PBDE) como contaminantes persistentes: ocorrência, comportamento no ambiente e estratégias analíticas. **Química Nova**, v. 41, n. 7, p. 782-795, mar. 2018.

API, A. A. Agrotóxicos e sua problemática na produção agrícola. **Revista Científica Multidisciplinar O Saber**, v. 7, p. 1–10, 2021.

ARAÚJO, D. L. **Avaliação dos impactos da exploração de águas subterrâneas na bacia do Ribeirão Rodeador por meio de simulação integrada entre os modelos SWAT e**

MODFLOW. 2018. 186 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2018.

ARAÚJO FILHO, J. C.; BARBOSA NETO, M. V.; SILVA, C. B.; ARAÚJO, M. S. B.; MENEZES, J. B. Levantamento semidetalhado dos solos da bacia hidrográfica do rio Natuba - Pernambuco. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 6, n. 3, p. 384–397, jun. 2013.

ARAÚJO-MOURA, A. A. C.; CAFFARO FILHO, R. A. Panorama do gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil após a Resolução CONAMA 420/2009. **Águas Subterrâneas**, v. 29, n. 2, p. 202-212, jul. 2015.

ARISEKAR, U.; SHAKILA, R. J.; JEYASEKARAN, G.; SHALINI, R.; KUMAR, P.; MALANI, A. H.; RANI, V. Accumulation of organochlorine and pyrethroid pesticide residues in fish, water, and sediments in the Thamirabarani river system of southern peninsular India. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 11, p. 100194-100209, maio 2019.

ARRUDA, M. R.; MOREIRA, A.; PEREIRA, J. C. R. **Amostragem e Cuidados na Coleta de Solo para Fins de Fertilidade**. Manaus: Embrapa Amazônia Ocidental, 2014. 22 p.

AUSTRALIAN PESTICIDES AND VETERINARY MEDICINES AUTHORITY – APVMA. **Public release summary**. Disponível em: <https://www.apvma.gov.au/>. Acesso em 17 dez. 2023.

AZAM, S. M. R.; MA, H.; XU, B.; DEVI, S.; SIDDIQUE, M. A. B.; STANLEY, S. L.; BHANDARI, B.; ZHU, J. Efficacy of ultrasound treatment in the removal of pesticide residues from fresh vegetables: A review. **Trends in Food Science & Technology**, v. 97, p. 417-132, mas. 2020.

AZANIA, C. A. M.; AZANIA, A. P. M.; CIRILO, L. C.; CERDEIRA, A. L. **Fundamentos para aplicação de herbicidas em cana-de-açúcar**. Campina: IAC, 2021. 39 p.

AZEVEDO, F. R.; FREIRE, F. C. O. **Tecnologia de aplicação de defensivos agrícolas**. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2006. 48 p.

BACK, A. F. **Modelagem numérica de fluxo das águas subterrâneas no Campus da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS**. 2020. (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2020.

BAIG, S. A.; AKHTER, N. A.; ASHFAQ, M.; ASI, M. R.; ASHFAQ, U. Imidacloprid residues in vegetables, soil and water in the southern Punjab, Pakistan. **Journal of Agricultural Technology**, v. 08, n. 03, p. 903-916, jan. 2012.

BALDUINO, A. R.; MACEDO, V. R. Análise da qualidade da água e detecção do agrotóxico glifosato em sedimentos da bacia hidrográfica do Ribeirão São João em Porto Nacional – TO. **Engineering Sciences**, v. 09, n. 02, p. 01-08, abr./jul. 2021.

BALKAN, T.; YILMAZ, O. Efficacy of some washing solutions for removal of pesticide residues in lettuce. **Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 143, p. 1-10, dez. 2022.

BARBASH, J. E.; THELIN, G. P.; KOLPIN, D. W.; GILLIOM, R. J. **Distribution of Major Herbicides in Ground Water of the United States**. Sacramento, California: USGS, 1999. 64 p.

BARBOSA, M. B. **Aplicação do geoprocessamento na análise dos fatores condicionantes das variações do nível de água subterrânea do sistema aquífero Bauru**. 2020. 90 p. Monografia (Bacharelado em Engenharia Geológica) – Departamento de Geologia, Fundação Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2020.

BARBOSA, T. M. **Contaminantes emergentes e poluentes orgânicos persistentes em sedimentos superficiais de áreas costeiras do Brasil**. 2020. 54 p. Monografia (Bacharelado em Oceanografia) – Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2020.

BARBOSA NETO, M. V. **Zoneamento da aptidão agrícola e uso dos solos da área do médio curso do rio Natuba – PE**. 2011. 134 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

BASHNIN, T.; VERHAERT, V.; JONGE, M.; VANHAECKE, L.; TEUCHIES, J.; BERVOETS, L. Relationship between pesticide accumulation in transplanted zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) and community structure of aquatic macroinvertebrates. **Environmental Pollution**, v. 252, p. 591–598, set. 2019.

BATISTA, A. G. S.; DEMÉTRIO, J. G. A. Monitoramento do nível freático na área da Refinaria Abreu e Lima –Ipojuca-PE. **Águas Subterrâneas**, v. 33, n. 2, p. 1-11, abr. 2019.

BATTAGLIN, W. A.; SANDSTROM, M. W.; KUIVILA, K. M.; KOLPIN, D. W.; MEYER, M. T. Occurrence of azoxystrobin, propiconazole and selected other fungicides in US streams, 2005–2006. **Water Air Soil Pollution**, v. 218, p. 307-322, out. 2011.

BEDOR, C. N. G.; RAMOS, L. O.; PEREIRA, P. J.; RÊGO, M. A. V.; PAVÃO, A. C.; AUGUSTO, L. G. S. Vulnerabilidades e situações de riscos relacionados ao uso de agrotóxicos na fruticultura irrigada. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 12, n. 1, p. 39-49, 2009.

BEEGUM, S.; VANDERBORGHT, J.; ŠIMŮNEK, J.; HERBST, M.; SUDHEER, K. P.; NAMBI, I. M. Investigating Atrazine Concentrations in the Zwischenscholle Aquifer Using MODFLOW with the HYDRUS-1D Package and MT3DMS. **Water**, v. 12, n. 4, p. 1019, abr. 2020.

BEHERA, A. K.; PRADHAN, R. M.; KUMAR, S.; CHAKRAPANI, G. J.; KUMAR P. Assessment of Groundwater Flow Dynamics Using MODFLOW in Shallow Aquifer System of Mahanadi Delta (East Coast), India. **Water**, v. 14, n. 4, p. 1-17, fev. 2022.

BEILICCE, R.; BEILICCE, E. Solute pollutants transport modelling in Amarastii de Sus village, Dolj County – Romania. **Scientific Bulletin of Politehnica University of Timișoara**, v. 65, n. 1, p. 1–4, 2016.

BELO, M. S. S. P.; PIGNATI, W.; DORES, E. F. G. C.; MOREIRA, J. C.; PERES, F. Uso de agrotóxicos na produção de soja do Estado do Mato Grosso: um estudo preliminar de riscos

ocupacionais e ambientais. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 37, n. 125, p. 78-88, mar. 2012.

BERLITZ, F. **Risco determinístico e probabilístico de ingestão de agrotóxicos pelo consumo de morango**. 2020. 83 p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2020.

BERNI, I.; MENOUNI, A.; EL GHAZI, I.; GODDERIS, L.; DUCA, R. C.; JAAFARI, S. E. Health and ecological risk assessment based on pesticide monitoring in Saïss plain (Morocco) groundwater. **Environmental Pollution**, v. 276, p. 116638, maio 2021.

BESERRA, L. **Agrotóxicos, vulnerabilidades socioambientais e saúde: uma avaliação participativa em municípios da bacia do rio Juruena, Mato Grosso**. 2017. 140 p. Dissertação (Mestrado em Saúde Coletiva) – Instituto de Saúde Coletiva, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2017.

BETHSASS, J.; COLANGELO, A. European Union Bans Atrazine, While the United States Negotiates Continued Use. **International Journal of Occupational and Environmental Health**, v. 12, n. 3, p. 260-267, jul. 2013.

BHANDARI, G.; ZOMER, P.; ATREYA, K.; MOL, H. G. J.; YANG, X.; GEISSEN, V. Pesticide residues in Nepalese vegetables and potential health risks. **Environmental Research**, v. 172, p. 511–521, maio 2019.

BHUIYAN, M. A. H.; RAHMAN, M. H.; UDDIN, M. A.; CHOWDHURY, M. A. Z.; RAHMAN, M. A.; SAHA, B. B.; DIDAR-UL ISLAM, S. M. Contamination of pond and canal water by residues of organophosphorus and carbamate pesticides in Feni district, Bangladesh. **Environmental Sustainability**, v. 4, n. 1, p. 191–197, mar. 2021.

BISHOP, K. C. 1986. **Industry's perspective on agricultural chemicals in water supply and drainage**. In: Proceedings “Toxic Substances in agricultural water supply and drainage: U.S. Committee of irrigation and drainage. Disponível em: <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US8844824>. Acesso em: 03 jan. 2023.

BIOSCA-BRULL, J.; PÉREZ-FERNANDEZ, C.; MORA, S.; CARRILLO, B.; PINOS, H.; CONEJO, N. M.; COLLADO, P.; ARIAS, J. L.; MARTÍN-SANCHEZ, F.; SÁNCHEZ-SANTED, F.; COLOMINA, M. T. Relationship between Autism Spectrum Disorder and Pesticides: A Systematic Review of Human and Preclinical Models. **Int J Environ Res Public Health**, v. 18, n. 10, p. 1-30, maio 2021.

BOHNER, T. O. L.; ARAÚJO, L. E. B.; NISHIKIMA, T. O impacto ambiental do uso de agrotóxicos no meio ambiente e na saúde dos trabalhadores rurais. **Revista eletrônica do curso de Direito**, v. 8, p. 329-341, abr. 2013.

BÖLL. **Pesticid Atlas: facts and figures about toxic chemicals in agriculture**. 2ª ed. Colônia: Böll, 2022. 60 p.

BONMATIN, K. M.; MITCHELL, E. A. D.; GLAUSER, G.; LUMAWIG-HEITZMAN, E.; CLAVERIA, F.; LEXMOND, M. B.; TAIRA, K.; SÁNCHEZ-BAIO, F. Residues of

neonicotinoids in soil, water and people's hair: A case study from three agricultural regions of the Philippines. **Science of the Total Environment**, v. 757, p. 1-10, fev. 2021.

BORTONE, I.; DI NARDO, A.; DI NATALE, M.; ERTO, A.; MUSMARRA, D.; SANTONASTASO, G. F. Remediation of an aquifer polluted with dissolved tetrachloroethylene by an array of wells filled with activated carbon. **Journal of Hazardous Materials**, v. 260, p. 914–920, set. 2013.

BOUWER, H.; RICE, R. C. A slug test for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells. **Water Resources Research**, v. 12, n. 3, p. 423-428, jun. 1976.

BRAGA, R. A. P. **Águas de areia**. Recife: Publicações ANE, 2016. 338.

BRAGA, R. A. P.; SILVA, C. E. M. Adequação ambiental em assentamentos rurais na bacia do rio Natuba - PE. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. 18., Campo Grande. **Anais [...]** Campo Grande: ABRH, 2009. p. 1-18.

BRANDÃO, S. V. **Arranjo produtivo agrícola em Natuba – Vitória de Santo Antão/PE: análise de potencialidades e fatores de risco para a sustentabilidade do desenvolvimento local**. 2013. 166 p. Dissertação (Mestrado em Gestão do Desenvolvimento Local Sustentável), Universidade de Pernambuco, 2013.

BRASIL. **Decreto n. 2.018, de 1 de outubro de 1996**. Regulamenta a Lei nº 9.294, de 15 de julho de 1996, que dispõe sobre as restrições ao uso e à propaganda de produtos fumígenos, bebidas alcoólicas, medicamentos, terapias e defensivos agrícolas, nos termos do § 4º do art. 220 da Constituição. Brasília: Presidência da República, 1996a. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/d2018.htm. Acesso em 06 abr. 2023.

BRASIL. **Lei n. 9.294, de 15 de julho de 1996**. Dispõe sobre as restrições ao uso e à propaganda de produtos fumíferos, bebidas alcoólicas, medicamentos, terapias e defensivos agrícolas, nos termos do § 4º do art. 220 da Constituição Federal. Brasília: Presidência da República, 1996b. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19294.htm. Acesso em 06 abr. 2023.

BRASIL. **Constituição Federal da República Federativa do Brasil de 1988**. Brasília: Presidência da República, 1988. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 21 out. 2022.

BRASIL. **Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989**. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, 1989. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L7802.htm. Acesso em: 21 out. 2022.

BRASIL. **Decreto no 4.074, de 4 de janeiro de 2002**. Regulamenta a Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e

rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, 2002. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4074.htm. Acesso em: 21 out. 2022.

BRASIL. **Decreto no 5.360, de 31 de janeiro de 2005**. Promulga a Convenção sobre Procedimento de Consentimento Prévio Informado para o Comércio Internacional de Certas Substâncias Químicas e Agrotóxicos Perigosos, adotada em 10 de setembro de 1998, na cidade de Roterdã. Brasília: Presidência da República, 2005. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2005/decreto/D5360.htm. Acesso em: 21 out. 2022.

BRASIL. **Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: 06 abr. 2023.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Manual de coleta de amostras do Plano Nacional de Controle de Resíduos e Contaminantes em produtos de origem vegetal**. Brasília: 2013. 51 p.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Ato n. 71, de 29 de junho de 2022**. Brasília: MAPA, 2022. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/ato-n-71-de-29-de-junho-de-2022-425720698>. Acesso em: 21 out. 2022.

BRASIL. **Lei n. 14.785, de 27 de setembro de 2023**. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem, a rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e das embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, de produtos de controle ambiental, de seus produtos técnicos e afins; revoga as Leis nºs 7.802, de 11 de julho de 1989, e 9.974, de 6 de junho de 2000, e partes de anexos das Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, e 9.782, de 26 de janeiro de 1999. Brasília: Presidência da República, 2023. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2023-2026/2023/lei/L14785.htm. Acesso em: 14 jan. 2024.

BRAZ, N. **Agrotóxicos: os perigos do uso abusivo ao meio ambiente, animais e seres humanos**. 03 de maio de 2018. Disponível em: <https://www.medicina.ufmg.br/agrotoxicos-os-perigos-do-uso-abusivo-ao-meio-ambiente-animais-e-seres-humanos/>. Acesso em: 25 mar. 2020.

BRIGHENTI, T.; BONUMÁ, N.; CHAFFE, P. Calibração hierárquica do modelo SWAT em uma bacia hidrográfica catarinense. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 1, p. 53–64, 25 fev. 2016.

BRUNNER, P.; SIMMONS, C. T. HydroGeoSphere: A Fully Integrated, Physically Based Hydrological Model. **GroundWater**, v. 50, n. 2, p. 170–176, dez. 2012.

BURALLI, R. J.; RIBEIRO, H.; LEÃO, R. S.; MARQUES R. C.; SILVA, D. S.; GUIMARÃES, J. R. D.; Conhecimentos, atitudes e práticas de agricultores familiares brasileiros sobre a exposição aos agrotóxicos. **Saúde Coletiva**, v. 30, n. 4, p. 1-13, jul. 2021.

BURGARELLI, J. A. M. **Análise de resíduos de agrotóxicos em flores de morangueiros (Fragaria x ananassa DUCH.), e no pólen coletado no interior das colmeias de abelhas (Tetragonisca angustula) nas mediações da plantação**. 2020 67 p. Dissertação (Mestrado em Química) – Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2020.

CABRAL, J. J. S. P.; DEMETRIO, J. G. A. Aplicação de modelos em hidrogeologia. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. (org.). *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. 3. ed. Rio de Janeiro: CRM: LABHID, 2008. p. 687–707.

CALDAS, S. S.; DEMOLINER, A.; COSTA, F. P.; D'OCA, M. G. M.; PRIMEL, E. G. Pesticide Residue Determination in Groundwater using Solid-Phase Extraction and High-Performance Liquid Chromatography with Diode Array Detector and Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 21, n. 04, p.642-650, 2010.

CALDERON, R.; GARCÍA-HERNÁNDEZ, J.; PALMA, P.; LEVYA-MORALES, J. B.; ZAMBRANO-SORIA, M.; BASTIDAS-BASTIDAS, P. J.; GODOY, M. Assessment of pesticide residues in vegetables commonly consumed in Chile and Mexico: Potential impacts for public health. **Journal of Food Composition**, v. 108, maio 2022.

CALHEIROS, D. R.; PIGNATI, W. A. Contaminação por agrotóxicos na água de abastecimento em Rondonópolis, Mato Grosso. In: ROCCON, P. C.; BEL, H. D.; COSTA, A. A. S.; PIGNATI, W. A. (Orgs.) *Ambiente, saúde e agrotóxicos: desafios e perspectivas na defesa da saúde humana, ambiental e do(a) trabalhador(a)*. São Carlos: Pedro e João Editores, 2023, p. 66-87.

CAMPANHA NACIONAL EM DEFESA DO CERRADO. **Vivendo em territórios contaminados**: um dossiê sobre agrotóxicos nas águas do Cerrado. Brasília: Campanha Nacional em Defesa do Cerrado, 2023.

CANADA. **Vegetable and fruit washwater treatment manual**. Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs: Ontario, 2017. 134 p.

CANADA. **Canadian Council of Ministers of the Environment**: sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. Disponível em: <https://ccme.ca/en/summary-table?chems=all&chapters=3&pdf=1>. Acesso em: 27 ago. 2023.

CÂNDIDO, E. G. S. **Modelagem hidrogeológica aplicada à análise de transporte de contaminantes**: estudo prospectivo da propagação de contaminação em aquífero livre poroso. 2018. 153 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

CARMO, S. V. **Implementação, validação e análise de resíduos de agrotóxicos em matriz pimentão**. 2015. 81 f. Monografia (Pós-Graduação em Vigilância Sanitária) – Instituto Nacional de Controle de Qualidade em Saúde, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2015.

CARVALHO, C. R. F.; PONCIANO, N. J.; SOUZA, C. L. M. Levantamento dos agrotóxicos e manejo na cultura do tomateiro no município de Cambuci-RJ. **Ciência Agrícola**, v. 14, n. 1, p. 15-28, 2016.

CARVALHO, M. M. X.; NODARI, E. S.; NODARI, R. O. “Defensivos” ou “agrotóxicos”? História do uso e da percepção dos agrotóxicos no estado de Santa Catarina, Brasil, 1950-2002. **História, Ciências, Saúde – Manguinhos**, v. 24, n.1, p. 75-91, jan./mar. 2017.

CARVALHO, U. H. **Modelagem de fluxo e transporte em meio poroso de contaminantes inorgânicos em área de indústria desativada**. 2017. 141 p. Dissertação (Mestrado em Geociências – Geoquímica) – Instituto de Química, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2017.

CASTELLI, L. S.; FARIA, N. B.; SILVA, A. M. C. Exposição aos agrotóxicos em cidade de intensa atividade do agronegócio e desfechos gestacionais adversos. **Journal Health NPEPS**, v. 7, n. 2, p. 1-21, dez. 2022.

CASTRICINI, A.; OLIVEIRA, A. L. S.; CACIQUE, A. P.; RODRIGUES, M. G. V.; SILVÉRIO, F. O. Determinação de resíduo de bifentrina em banana após a colheita e na água de lavagem. **Brazilian Journal of Food Technology**, v. 24, p. 1-10, 2021.

CAVALCANTI, N. A. DE O.; FERREIRA, V.; NASCIMENTO, R. M. Proposta de cursos para capacitação dos agricultores como instrumentos de educação ambiental, bacia hidrográfica do Natuba, município de Vitória de Santo Antão – PE. In: CONGRESSO NORTE NORDESTE DE PESQUISA E INOVAÇÃO. 5., 2010. Maceió. **Anais [...]** Maceió: IFAL, 2010. p. 1-5.

CECH, R.; ZALLER, J. G.; LYSSIMACHOU, A.; CLAUSING, P.; HERTOGE, K.; LINHART, C. Pesticide drift mitigation measures appear to reduce contamination of non-agricultural areas, but hazards to humans and the environment remain. **Science of the Total Environment**, v. 854, n. 1, jan. 2023.

CETESB. **Decisão de Diretoria nº 038/2017/C, de 07 fevereiro de 2017**. Dispõe sobre a aprovação do “Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas”, da revisão do “Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas” e estabelece “Diretrizes para Gerenciamento de Áreas Contaminadas no Âmbito do Licenciamento Ambiental”, em função da publicação da Lei Estadual nº 13.577/2009 e seu Regulamento, aprovado por meio do Decreto nº 59.263/2013, e dá outras providências. São Paulo-SP: Cetesb, 2017. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2014/12/DD-038-2017-C.pdf>. Acesso em: 07 maio 2023.

CETESB. **Histórico e Legislação de Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) no Brasil**. [2018]. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/19/2018/06/Historico-e-legislacao-de-poluente-organicos-persistentes-POPs-no-Brasil.pdf>. Acesso em: 28 maio 2024.

CETESB. **Identificação das substâncias**. São Paulo: Cetesb, 2020. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2020/07/>. Acesso em 29 out. 2023.

CETESB. **Diagnóstico da contaminação de águas superficiais, subterrâneas e sedimentos por agrotóxicos**. São Paulo: Cetesb, 2021a. 152 p.

CETESB. **Decisão de Diretoria nº 125/2021/E, de 09 de dezembro de 2021b**. Dispõe sobre a Aprovação da Atualização da Lista de Valores Orientadores para Solo e Água Subterrânea. CETESB: São Paulo-SP, 2021. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/12/DD-125-2021-E-Atualizacao-dos-Valores-Orientadores-paa-solo-e-aguas-subterraneas.pdf>. Acesso em: 07 maio 2023.

CETESB. **Qualidade do solo**. 2023. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/solo/>. Acesso em: 11 jul. 2023.

CHAI, D.; CUI, K.; YU, K.; CHEN, X.; GUO, Z.; CHEN, Y. Comprehensive insights into the occurrence, distribution, risk assessment of typical pesticides and their environmental driving effects in a large drinking water reservoir. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 11, n. 5, p. 1-12, jul. 2023.

CHARIZOPOULOS, E.; PAPADOPOULOU-MARKIDOU, E. Occurrence of Pesticides in Rain of the Axios River Basin, Greece. **Environmental Science & Technology**, v. 33, n. 14, p. 2363-2368, jun. 1999.

CHAUBEY, J.; SINGH, S. K.; SINGH, S.; ARORA, H. Assessment of the impact of pesticide usage in groundwater aquifer of an agriculturally dominated area in North West India. **Water Practice and Technology**, v. 15, n. 2, p. 327–342, mar. 2020.

CHEN, L.; WHANG, Z.; ZHANG, C.; JIANG, W.; LI, X. Environmental Hormone Effects and Bioaccumulation of Propiconazole and Difenconazole in *Procypris merus*. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 109, p. 823-830, set. 2022.

CHEN, Y.; YU, K.; HASSAN, M.; XU, C.; ZHANG, B.; GIN, K. Y. H.; HE, Y. Occurrence, distribution and risk assessment of pesticides in a river-reservoir system. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 166, p. 320–327, dez. 2018.

CHEN, W.; ZENG, F.; LIU, W.; BU, J.; HU, G.; XIE, S.; YAO, H.; ZHOU, H.; QI, S.; HUAN, H. Organochlorine Pesticides in Karst Soil: Levels, Distribution, and Source Diagnosis. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 21, p. 1-16, nov. 2021.

CHIANG, W. H. **3D-Groundwater Modeling with PMWIN: A Simulation System for Modeling Groundwater Flow and Transport Processes**. 2. ed. Berlin/Heidelberg: Springer-Verlag, 2005.

CHIANG, W. H.; KINZELBACH, W. The Advective Transport Model PMPATH. In: CHIANG, W. H.; KINZELBACH, W. **3D-Groundwater Modeling with PMWIN**. Berlim: Springer, 2003. p. 175-198.

CHIARELLO, M.; GRAEFF, R. N.; MINETTO, L.; CEMIN, G.; SCHNEIDER, V. E.; MOURA, S. Determinação de agrotóxicos na água e sedimentos por HPLC-HRMS e sua relação com o uso e a ocupação do solo. **Química Nova**, v. 40, n. 2, out. 2016.

CLASEN, B.; MURUSSI, C.; STORCK, T. Pesticide Contamination in Southern Brazil. In: GOMEZ-OLIVAN, L. M. *Pollution of Water Bodies in Latin America*. Cham: Springer International Publishing, 2019. p. 43–54.

CLEARY, R. W. **Águas subterrâneas**. 1989. Disponível em: http://www.clean.com.br/Menu_Artigos/cleary.pdf. Acesso em: 01 fev. 2023.

CLIMENT, M. J.; HERRERO-HERNÁNDEZ, E.; SÁNCHEZ-MARTÍN, M. J.; RODRÍGUEZ-CRUZ, M. S.; PEDREROS, P.; URRUTIA, R. Residues of pesticides and some metabolites in dissolved and particulate phase in surface stream water of Cachapoal River basin, central Chile. **Environmental Pollution**, v. 251, p. 90-101, ago. 2019.

CLOSE, M. E.; HUMPHRIES, B.; NORTHCOTT, G. Outcomes of the first combined national survey of pesticides and emerging organic contaminants (EOCs) in groundwater in New Zealand 2018. **Science of The Total Environment**, v. 754, p. 142005, fev. 2021.

COELHO, V. H. R. **Estimativa da recarga subterrânea em bacia hidrográfica do semiárido pernambucano a partir de técnicas de sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas**. 2016. 224 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2016.

COHEN, S. Z.; WAUCHOP, R. D.; KLEIN, A. W.; EADSPORTH, C. V.; GRANCY, R. Offsite transport of pesticides in water – mathematical models of pesticide leaching and runoff. **Pure and Applied Chemistry**, v. 67, n. 12, p. 2109-2148, jan. 1995.

CONSELHO FEDERAL DE ENGENHARIA, ARQUITETURA E AGRONOMIA. **Resolução n. 344, de 27 de julho de 1990**. Define as categorias profissionais habilitadas a assumir a Responsabilidade Técnica na prescrição de produtos agrotóxicos, sua aplicação e atividades afins. Brasília: CONFEA, 1990. Disponível em: https://www.aease.org.br/wp-content/uploads/2013/12/344_90.pdf. Acesso em: 06 abr. 2023.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução n. 420, de 128 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília: CONAMA, 2009. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/CONAMA/REA0420-281209.PDF>. Acesso em: 29 out. 2023.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução n. 454, de 1 de novembro de 2012**. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Brasília: CONAMA, 2012. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2012/res_conama_454_2012_materialserdragadoemaguasjurisdicionaisbrasileiras.pdf. Acesso em: 29 out. 2023.

CORREIA, N. M. **Comportamento dos herbicidas no ambiente**. Brasília, DF: Embrapa Hortaliças, 2018. 30 p.

COSTA, D. A.; DELVAUX, J. C.; SOBREIRA, H. A.; SOARES, D. F. Apreciação dos relatórios do programa de análise de resíduos de agrotóxicos em alimentos no período de 2009 a 2012. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 1, p. 4449-4454, jan. 2021.

COSTA, M. R. **Aplicação de modelo matemática de águas subterrâneas no aquífero aluvial da bacia do rio Sucuru**: calibração e simulação de cenários. 2018. 60 p. Monografia (Bacharelado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2018.

CPRM. **Diagnóstico do município de Vitória de Santo Antão**. Recife: CPRM, 2005.

CPRM. **Geologia e Recursos Minerais do estado de Pernambuco**. Recife: CPRM, 2001.

CUNHA, A. P. **Território camponês na transição agroecológica em Vitória de Santo Antão – PE**. 2012. 217 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2012.

CUNHA, E. O.; REIS, A.; MACEDO, M. B.; MACHADO, M. S.; DALLEGRAVE, E. Ototoxicity of cypermethrin in Wistar rats. **Brazilian Journal of Otorhinolaryngology**, v. 86, n. 5, p. 587-592, abr. 2019.

CUNHA, J. P. A. R. Simulação da deriva de agrotóxicos em diferentes condições de pulverização. **Engenharia Rural**, v. 32, n. 5, p. 1616-1621, set. 2008.

CUNHA, N. C.; SOARES, W. L. Os incentivos fiscais aos agrotóxicos como política contrária à saúde e ao meio ambiente. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 36, n. 10, p. 1-15, 2020.

CUNHA FILHO, F. F. **Metais pesado em solo, água e hortaliças em áreas produtoras de olerícolas na zona da mata de Pernambuco**. 2013. 79 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

CUNHA FILHO, F. F.; NETTO, A. M.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M.; NETO J. A. S. Metais pesados em amostras de água de irrigação da maior região produtora de hortaliças folhosas de Pernambuco. **Scientia Plena**, v. 10, n. 7, p. 1-7, set. 2014.

DANIEL, D.; AYENNEW, T.; FLETCHER, C. G.; DURASAMY, R.; JOTHIMANI, M. Numerical groundwater flow modelling under changing climate in Abaya–Chamo lakes basin, Rift Valley, Southern Ethiopia. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 8, p. 3985-3999, jan. 2022.

DATASUS. **Notificações segundo UF exposição**: período 2007-2017. [2019]. Disponível em: <http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/tabcgi.exe?sinanet/cnv/Intoxpr.def>. Acesso em: 22 maio 2020.

D'AVILA, A. A. F.; CHAIS, C.; GANZER, A. A. P. R.; PATRÍCIA, P.; OLEA, P. M.; DORION, E. C. H. Agrotóxicos ou defensivos agrícolas: estudo bibliométrico na Biblioteca Digital de Teses e Dissertações. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE INOVAÇÃO EM CADEIAS PRODUTIVAS DO AGRONEGÓCIO. 2., 2016. Caxias do Sul. **Anais [...]** Caxias do Sul: UCS, 2016. p. 1-12. Disponível em: <http://www.ucs.br/etc/conferencias/index.php/IIsimposioinovacaoagronegocio/simposioinovacaoagronegocioucs/paper/viewFile/4653/1480>. Acesso em: 14 out. 2022.

DEHGHANIPOURM, A. H.; ZAHABIYOUN, B.; SCHOUPS, G.; BABAZADEH, H. A WEAP-MODFLOW surface water-groundwater model for the irrigated Miyandoab plain, Urmia lake basin, Iran: Multi-objective calibration and quantification of historical drought impacts. **Agricultural Water Management**, v. 223, p. 1-21, jul. 2019.

DEKNOCK, A.; DE TROYER, N.; HOUBRAKEN, M.; DOMINGUEZ-GRANDA, L.; NOLIVOS, I.; VAN ECHELPOEL, W.; FORIO, M. A. E.; SPANOGHE, P.; GOETHALS, P. Distribution of agricultural pesticides in the freshwater environment of the Guayas river basin (Ecuador). **Science of The Total Environment**, v. 646, p. 996–1008, jan. 2019.

DF. **Lei no 414, de 15 de janeiro de 1993**. Dispõe sobre produção, armazenamento, comercialização, transporte, consumo, uso, controle, inspeção, fiscalização e destino final de agrotóxicos, seus componentes e afins no Distrito Federal e dá outras providências. Brasília: Assembleia Legislativa do Distrito Federal, 1993. Disponível em: http://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/48373/Lei_414_15_01_1993.html. Acesso em: 12 maio 2022.

DIERSCH, H. J. G. **FEFLOW**: finite element modeling of flow, mass and heat transport in porous and fractured media. Berlin/Heidelberg: Springer, 2014. 996 p.

DIOP, A.; DIOP, Y. M.; SARR, S. O.; NDIAYE, B.; GUEYE, R.; THIAM, K.; CAZIER, F.; DELATTRE, F. Pesticide Contamination of Soil and Groundwater in the Vulnerable Agricultural Zone of the Niayes (Dakar, Senegal). **Analytical Chemistry Letters**, v. 9, n. 2, p. 168–181, mar. 2019.

DOHERTY, J. **PEST, Model-independent parameter estimation - User manual**. 5 ed. Brisbane: Watermark Numerical Computing, 2010. 336 p.

DOMAGALSKI, J. L.; DUBROVSKY, N. M. Pesticide residues in ground water of the San Joaquin Valley, California. **Journal of Hydrology**, v. 130, n. 1–4, p. 299–338, jan.1992.

DORES, E. F. G. C.; NAVICKIENE, S.; CUNHA, M. L. F.; CARBO, L.; RIBEIRO, M. L.; DE-LAMONICA-FREIRE, E. M. Multiresidue determination of herbicides in environmental waters from Primavera do Leste Region (Middle West of Brazil) by SPE-GC-NPD. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 17, n. 5, p. 866–873, set. 2006.

DRAGON, K.; DROZDZYNSKI, D.; GORSKI, J.; KRUC, R. The migration of pesticide residues in groundwater at a bank filtration site (Krajkowo well field, Poland). **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 20, p. 593, out. 2019.

DUARTE-RESTREPO, E.; NOGUERA-OVIEDO, K.; BUTRYN, D.; WALLACE, J. S.; AGA, D. S.; JARAMILLO-COLORADO, B. E. Spatial distribution of pesticides,

organochlorine compounds, PBDEs, and metals in surface marine sediments from Cartagena Bay, Colombia. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p.14632-14653, mar. 2021.

DUBUS, I. G.; HOLLIS, J. M.; BROWN, C. D. Pesticides in rainfall in Europe. **Environmental Pollution**, v. 110, n. 2, p. 331-344, nov. 2000.

DVORSKÁ, A.; SÍR, M.; HONZAJKOVÁ, Z.; KOMPRDA, J.; CUPR, P. PETRLÍK, J.; ANAKHASYAN, E.; SIMONYAN, L.; KUBAL, L. Obsolete pesticide storage sites and their POP release into the environment—an Armenian case study. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 19, n. 6, p. 1944–1952, jul. 2012.

ECHA. **Information on chemicals**. Disponível em: <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals>. Acesso em: 17 dez. 2023.

ECHEMI. **Encyclopedia**: Cyromazine. Disponível em: <https://www.echemi.com/products/pd20170224094424041-cyromazine.html>. Acesso em: 17 dez. 2023.

EHRENSTEIN, O. S.; LING, C.; CUI, X.; COCKBURN, M.; PARK, A. S.; YU, F.; WU, J.; RITZ, B. Prenatal and infant exposure to ambient pesticides and autism spectrum disorder in children: population based case-control study. **BMJ**, v. 364, p. 1-10, fev. 2019.

EISSA, F.; AL-SISI, M.; GHANEM, K. Occurrence, human health, and ecotoxicological risk assessment of pesticides in surface waters of the River Nile's Rosetta Branch, Egypt. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 39, p. 55511–55525, jun. 2021.

ENVIRONMENTAL MODELING RESEARCH LABORATORY. **GMS 6.0 Tutorials**. Provo, Utah, 2006.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. **Pesticide Fact Sheet**. 1999. Disponível em: <https://www3.epa.gov>. Acesso em: 13 jan. 2023.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. **Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, v 4.11**. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA, 2023

ESLAMIAN, S.; HAROONI, Y.; SABZEVAR, Y. Simulation of nitrate pollution and vulnerability of groundwater resources using MODFLOW and DRASTIC models. **Scientific Reports**, v. 13, p. 1-18, maio 2023.

ESPÍN, Y.; ARANZULLA, G.; ÁLVAREZ-ORTI, M.; GÓMEZ-ALDAY, J. J. Microbial Community and Atrazine-Degrading Genetic Potential in Deep Zones of a Hypersaline Lake-Aquifer System. **Applied Sciences**, v. 10, n. 20, p. 1-14, out. 2020.

EUROPEAN COMMISSION HEALTH & CONSUMER PROTECTION DIRECTORATE-GENERAL. **Directorate E – Food Safety: plant health, animal health and welfare, international questions E1 - Plant health S-Metolachlor SANCO/1426/2001**. [2004]. Disponível em: https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/backend/api/active_substance/download/655. Acesso em: 17 dez. 2023.

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY – EFSA. **Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance epoxiconazole.** Parma: EFSA, 2008. 80 p.

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY – EFSA. **National summary reports on pesticide residue analysis performed in 2020.** Parma: EFSA, 2022. 198 p.

EXTOXNET. **The EXtension TOXicology NETwork.** Disponível em: <http://extoxnet.orst.edu/>. Acesso em: 13 jan. 2023.

FALFUSHINSKA, H.; KHATIB, I.; KASIANCHUK, N.; LUSHCHAK, O.; HORYN, O.; SOKOLOVA, I. M. Toxic effects and mechanisms of common pesticides (Roundup and chlorpyrifos) and their mixtures in a zebrafish model (*Danio rerio*). **Science of the Total Environment**, v. 833, ago. 2022.

FANDIÑO, J. S. M. **Modelagem da dispersão de poluentes em meios porosos: caso do aterro de resíduos sólidos urbano de Jacarezinho (PR).** 2020. 108 p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2020.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations World Health Organization. **Codex Alimentarius, volume 2, Pesticides Residues in Food.** Roma: FAO, 1993.

FASE. **Lucros altamente perigosos: como a Syngenta ganha bilhões vendendo agrotóxicos altamente perigosos.** Cáceres: FASE, 2019. Disponível em: https://fase.org.br/wp-content/uploads/2019/08/2019_PublicEye_Lucros_altamente_perigosos_Report-1.pdf. Acesso em: 14 out. 2022.

FEDERAL REGISTER. **40 CFR 180.** This regulation establishes tolerances for residues of azoxystrobin in or on beet, sugar, roots and vegetable, root, except sugar beet, subgroup 1B. Syngenta Crop Protection, LLC requested these tolerances under the Federal Food, Drug, and Cosmetic Act (FFDCA). Washington: EUA, 2018. Disponível em: <https://www.federalregister.gov/documents/2018/11/15/2018-24974/azoxystrobin-pesticide-tolerances>. Acesso em: 13 jan. 2023.

FEITOZA, M. Z. N. **Relações matemáticas entre porosidade drenável e condutividade hidráulica do solo saturado.** 2006. 55 p. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2006.

FERRACINI, V. L.; PESSOA, M. C. P. Y.; MINGOTI, R.; RAMOS, G. G.; JACOMO, B. O.; GOMES, M. A. F.; MARINHO-PRADO, J. S.; PARANHOS, B. A. G. Estratégias prospectivas de uso de controle químico para o manejo sustentável de *Anastrepha curvicauda* em mamão. In: OLIVEIRA-JÚNIOR, J. M. B.; CALVÃO, L. B. (Orgs.). *Entomologia: estudos sobre a biodiversidade, fisiologia, controle e importância médica dos insetos 2*. Ponta Grossa: Atena Editora, 2022. p. 25- 61.

FERREIRA, B. E. G.; DIAS JÚNIOR, W. Ensaio de toxicidade com *Artemia salina* expostas ao glifosato, mancozebe, fipronil e suas misturas. **Revista Ibero-Americana de Humanidades, Ciências e Educação-REASE**, v. 9, n. 11, p. 1-28, nov. 2023.

FILIZOLA; H. F.; GOMES, M. A. F.; SOUZA, M. D. **Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise de qualidade ambiental: solo, água e sedimentos**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 170 p.

FIOCRUZ. **Presença de agrotóxicos em água potável no Brasil**: Parecer técnico do GT de Agrotóxicos da Fiocruz para a Revisão do Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 05, de 28 de setembro de 2017 do Ministério da Saúde, para o parâmetro “agrotóxicos”. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2020. 13 p.

FORTES, A. C. C.; BARROCAS, P. R. G. Padrões de potabilidade. In: FELTMANN, C. S. *Vigilância da qualidade da água para consumo humano*. Rio de Janeiro: ENSP/Fiocruz, 2023. 71-128.

FOSTER, S.; HIRATA, R.; GOMES, D.; DELIA, M.; PARIS, M. **Groundwater quality protection**: a guide for water utilities, municipal authorities, and environment agencies. Washington: The World Bank, 2007. 114 p.

FREEZE; A. R.; CHERRY; J. A. **Águas subterrâneas**. Cotia: Instituto Água Sustentável, 2017. 698 p.

FREITAS, B. M. C.; BOMBARDI, L. M. A Política Nacional de Irrigação e o uso de agrotóxicos no Brasil: contaminação e intoxicações no Ceará. **GEografia**, v. 20, n. 43, p. 86–100, out. 2018.

FREITAS, D. A.; CABRAL, J. J. S. P.; PAIVA, A. L. R.; VERAS, T. B. Considerações sobre a zona hiporreica na interação água superficial – água subterrânea. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO, 2., 2011, São Paulo. **Anais [...]**. São Paulo: ABAS, 2011. p. 1-4.

FREITAS, J. B. A. **Caracterização da zona hiporreica no trecho médio do rio Beberibe considerando aspectos biológicos e sedimentológicos**. 2018. 146 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.

FRIEDRICH, K.; SILVEIRA, G. R.; AMAZONAS, J. C.; GURGEL, A. M.; ALMEIDA, V. E. S.; SCARPA, M. Situação regulatória internacional de agrotóxicos com uso autorizado no Brasil: potencial de danos sobre a saúde e impactos ambientais. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 37, n. 4, abr. 2021.

FUNASA. **Manual Prático de Análise de Água**. 4ª ed. Brasília: Funasa, 2013. 153 p.

GABOARDI, S. C. Resíduos de agrotóxicos em alimentos no Brasil: considerações acerca do monitoramento do PARA (2001-2018). **Ambientes**, v. 4, n. 1, p. 160-200, jul. 2022.

GALVAN, K. A.; MEDEIROS, R. C.; MARTINS NETO, R. P.; LIBERALESSO, T.; GOLOMBIESKI, J. I.; ZANELLA, R. Análise ambiental macroscópica e a qualidade da água

de nascentes na bacia do Rio São Domingos/SC, Brasil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 1, p. 165-176, jan. 2020.

GAMA, A. F. **O impacto dos herbicidas utilizados nas atividades agrícolas - rio Jaguaribe-Ceará**. 2012. 84 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.

GAMA, A. F. **Avaliação espaço/temporal e influência da composição sedimentar na distribuição dos agrotóxicos mais utilizados na mesorregião do rio Jaguaribe – Ceará**. 2018. 175 p. Tese (Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais) – Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, 2018.

GAMA, A. F.; CAVALCANTE, R. M.; DUAVÍ, W. C.; SILVA, V. P. A.; NASCIMENTO, R. F. Occurrence, distribution, and fate of pesticides in na intensive farming region in the Brazilian semi-arid tropics (Jaguaribe River, Ceará). **Journal of Soils and Sediments**, v. 17, n. 4, p. 1160-1169, abr. 2017.

GANDLA, V.; CHILUKA, M.; GUPTA, H.; SINHA, S. N.; CHAKRABORTY, P. Sediment-water partitioning and risk assessment of organochlorine pesticides along the urban, peri-urban and rural transects of Krishna River Basin, Peninsular India. **Science of The Total Environment**, v. 874, p. 1-12, maio 2023.

GAUS, L.; CASTEELE, K. V. Assessing the contamination risk of five pesticides in a phreatic aquifer based on microcosm experiments and transport modelling at SintJansteen (Zeeland, the Netherlands). **Netherlands Journal of Geosciences**, v. 83, n. 2, p. 101-112, 2004.

GAYATHRI, S.; DEV, V. V.; SHINY RAJ, R.; KRISHNAKUMAR, A.; VISHNU MAYA, T. M.; ANOOP KRISHNAN, K. Spatiotemporal evaluation of hydrochemical facies and pesticide residues in the cardamom plantations of Southern Western Ghats, India. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 16, p. 100599, dez. 2021.

GEBLER, L. **Índice de risco ambiental para pontos de abastecimento de pulverizadores de agrotóxicos (IRp), uma adaptação do Environmental Risk Index (ERI) para a produção integrada**. Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2011. 5 p.

GEBLER, L.; ESPANHOL, G. L.; FIRTA, I. N.; SPADOTTO, C. A. Dispersão de poluentes e seu monitoramento na agropecuária. In: GEBLER, L.; PALHARES, J. C. P. (Eds.). *Gestão ambiental na agropecuária*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. p. 105–166.

GEBLER, L.; FIALHO, F. B. Introduzindo critérios de risco em modelos de contaminação pontual para locais de carga de agrotóxicos. **Pesticidas: revista ecotoxicologia e meio ambiente**, v. 21, p. 85-94, jan. 2011.

GEISSEN, V.; SILVA, V.; LWANGA, E. H.; BERIOT, N.; OOSTINDIE, K.; BIN, Z.; PYNE, E.; BUSINK, S.; ZOMER, P.; MOL, H.; RITSEMA, C. J. Cocktails of pesticide residues in conventional and organic farming systems in Europe – Legacy of the past and turning point for the future. **Environmental Pollution**, v. 278, p. 116827, jun. 2021.

GHIRARDELLI, A.; OTTO, S.; MASIN, R.; BANO, C.; ALTISSIMO, L.; RUSSO, S.; ZANIN, G. Thirty-year monitoring of s-triazine herbicide contamination in the aquifer north

of Vicenza (north-east Italy). **Science of The Total Environment**, v. 752, p. 141647, jan. 2021.

GHOSH, S.; GUPTA, S.; GHOSH, S. Modelling of Groundwater Development Using Arc-SWAT and MODFLOW. In: PANDEY, A., MISHRA, S., KANSAL, M., SINGH, R., SINGH, V. (Eds) *Water management and water governance*. Cham: Springer, 2021. p. 303–315.

GIACOBONE, D. B.; BLARASIN, M.; LUTRI, V.; MATTEODA, E.; CABRERA, A.; CENDON, D. I.; CURRELL, M.; CABRERA, A. E.; APARÍCIO, V. Hydrogeological and isotopic evaluation of aquifer layers and their relation with atrazine presence. **Agrociencia Uruguay**, v. 26, n. 3, p. 1-14, ago. 2022.

GOMES, M. A. F.; BARIZON, R. R. M. **Panorama da Contaminação Ambiental por Agrotóxicos e Nitrato de origem Agrícola no Brasil: cenário 1992/2011**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2014. 36 p.

GOMES, A. P. D.; TANURE, E. S.; FIORINI, J. E.; OLIVEIRA, N. M. S. Análise da carga contaminante de agrotóxicos e bactérias em peixes da represa de Furnas. **RBM**, v. 67, n. 11, nov. 2010.

GOMES, A. R. C. **Avaliação do risco de contaminação de águas subterrâneas por hidrocarbonetos – duas abordagens**. 2015. 114 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Geológica) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2015.

GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; LANCHOTTE, V. L. Ocorrência do herbicida tebuthiuron na água subterrânea da microbacia do córrego espreado, Ribeirão Preto - SP. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 11, jan. 2001.

GOMES, V. E. V.; ARAÚJO, R. C. P.; FRANCELINO, I. V. Manejo dos agrotóxicos e das suas embalagens vazias em propriedades rurais no estado da Bahia. **Atas de Saúde Ambiental**, v. 46, p. 46-70, dez. 2018.

GOMES, S. I. L.; AMMENDOLA, A.; CASINI, S.; AMORIM, M. J. B. Toxicity of fungicides to terrestrial non-target fauna – Formulated products versus active ingredients (azoxystrobin, cyproconazole, prothioconazole, tebuconazole) – A case study with *Enchytraeus crypticus* (Oligochaeta). **Science of the Total Environment**, v. 754, n. 1, fev. 2021.

GONÇALVES, A. D. M. A.; LIBARDI, P. L. Análise da determinação da condutividade hidráulica do solo pelo método do perfil instantâneo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 31, n. 1, p. 1174-1184, out. 2013.

GONZÁLEZ-ACEVEDO, Z. I.; GARCÍA-ZARATE, M. A.; FLORES-LUGO, I. P. Emerging contaminants and nutrients in a saline aquifer of a complex environment. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 885–897, jan. 2019.

GRAY, R.; PAINTER, E.; SPRANKLE, J. W.; CRAWFORD, A. D.; MORRISON, J. J.; FRAZIER, M.; FAUST, J. A. Suspect screening for pesticides in rain and snow using liquid

chromatography high-resolution mass spectrometry. **Atmospheric Environment**, v. 291, p. 1-11, dez. 2022.

GREENPEACE. **A toxic Cocktail: the EU-Mercosur deal limes reveal how european pesticides travel around the world (and back)**. Greenpeace: Amesterdão, 2023. 23 p.

GREGOLIS, T. B. L.; PINTO, W. J.; PERES, F. Percepção de riscos do uso de agrotóxicos por trabalhadores da agricultura familiar do município de Rio Branco, AC. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 37, p. 99-113, jan. 2012.

GRUBINGER, V. P.; BLEVINS, L. Managing E. coli in Vegetable Wash Water. **UVM Extension Faculty Publications**, v. 7, 2017. Disponível em: <https://scholarworks.uvm.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1012&context=extfac>. Acesso em 09 maio 2023.

GRÜTZMACHER, D. D.; GRÜTZMACHER, A. D.; AGOSTINETTO, D.; LOECK, A. E.; ROMAN, R.; PEIXOTO, S. C.; ZANELLA, R. Monitoramento de agrotóxicos em dois mananciais hídricos no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 6, p. 632-637, dez. 2008.

GS ENVIRONMENTAL INC. **Identification of chemicals of interest related to the reuse of produced waters for agricultural irrigation of edible crops**. Central Valley Regional Water Quality Control Board, Fresno, California, 2020. 146 p.

GUARDA, P. M.; GUALBERTO, L. S.; MENDES, D. B.; GUARDA, E. A.; SILVA, J. E. C. Pesticide Residues in The Formoso River: a threat to biodiversity in the Cerrado of the Tocantins State, Brazil. **Research Square**, fev. 2022.

GUARDA, P. M.; PONTES, A. M. S.; DOMICIANO, R. S.; GUALBERTO, L. S.; GUARDA, E. A. Avaliação da contaminação por pesticidas nos sedimentos do rio Formoso no estado do Tocantins. **Revista Desafios**, v. 7, p. 1-13, out. 2020.

GUEDES, C. A. **Contaminação de águas superficiais e subterrâneas por agrotóxicos em territórios de cultivo de cana-de-açúcar em Pernambuco**. 2023. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2023.

GUERRA, L. **Compostos organoclorados e organofosforados no sedimento do rio Paranaíba**. 2018. 46 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2018.

GUMUŁA-KAWĘCKA, A.; JAWORSKA-SZULC, B.; SZYMKIEWICZ, A.; GORCZEWSKA-LANGNER, W.; PRUSZKOWSKA-CACERES, M.; ANGULO-JARAMILLO, R.; ŠIMŮNEK, J. Estimation of groundwater recharge in a shallow sandy aquifer using unsaturated zone modeling and water table fluctuation method. **Journal of Hydrology**, v. 605, p. 1-18, fev. 2022.

GUNKEL, G.; RUETER, K.; CASALLAS, J.; SOBRAL, M. C. Estudos da limnologia do reservatório de Tapacurá em Pernambuco: problemas da gestão de reservatórios no semi-árido brasileiro. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. 15., 2003. Curitiba

Anais [...]. Santa Maria: ABRHIDRO, 2003. Disponível em: <https://files.abrhidro.org.br/Eventos/Trabalhos/154/531.pdf>. Acesso em: 17 jun. 2024.

GUO, W.; LANGEVIN, C. D. **User's guide to SEAWAT**: a computer program for simulation of three-dimensional variable-density ground-water flow. Reston: USGS, 2002. 77 p.

GUSTAFSON, D. I. Groundwater Ubiquity Score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 08, n. 4, p. 339-357, abr. 1989.

GZYL, G.; ZANINI, A.; FRĄCZEK, R.; KURA, K. Contaminant source and release history identification in groundwater: A multi-step approach. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 157, p. 59–72, fev. 2014.

HAITJEMA, H. M. **Analytic Element Modeling of Groundwater Flow**. Amsterdã: Elsevier, 1995. 394 p.

HARBAUGH, A. W. **A Computer Program for Calculating Subregional Water Budgets Using Results from the U.S. Geological Survey Modular Three-dimensional Finite-difference Ground-water Flow Model**. Virginia: USGS, 1990. 27 p.

HASHMI, T. A.; QURESHI, R.; TIPRE, D.; MENON, S. Investigation of pesticide residues in water, sediments and fish samples from Tapi River, India as a case study and its forensic significance. **Environmental Forensics**, v. 21, n. 1, p. 1-10, dez. 2019.

HE, J.; BALASUBRAMANIAN, R. Semi-volatile organic compounds (SVOCs) in ambient air and rainwater in a tropical environment: Concentrations and temporal and seasonal trends. **Chemosphere**, v. 78, n. 6, p. 742-751, fev. 2010.

HEALY, R.W.; COOK, P.G. Using groundwater levels to estimate recharge. **Hydrogeology journal**, v. 10, n. 1, p. 91-109, 2002.

HESS, S. C.; NODARI, R. Agrotóxicos no Brasil: panorama dos produtos entre 2019 e 2022. **Revista Ambientes em Movimento**, v. 2, n. 2, p. 39-52, dez. 2022.

HESS, S. C. **Agrotóxicos: Brasil x UE**. Florianópolis: UFSC, 2023. No prelo.

HIEMSTRA, M. KOK, A. Comprehensive multi-residue method for the target analysis of pesticides in crops using liquid chromatography–tandem mass spectrometry. **Science Direct**, v. 1154, p. 3-25, abr. 2007.

HIJOSA-VALSERO, M.; BÉCARES, E.; FERNÁNDEZ-ALÁEZ, C.; FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M.; MAYO, R.; JIMÉNEZ, J. J. Chemical pollution in inland shallow lakes in the Mediterranean region (NW Spain): PAHs, insecticides and herbicides in water and sediments. **Science of the Total Environment**, v. 544, p. 797-810, fev. 2016.

HORNSBY, A. G.; BUTTLER, T. M.; BROWN, R. B. Managing pesticides for crop production and water quality protection: practical grower guides. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 46, n. 1/4, p. 187-196, 1993.

HOWARD, K. **Urban Groundwater**. Guelph: The Groundwater Project, 2023. 274 p.

HU, W.; LIU, C. W.; JIMÉNEZ, J. A.; MCCOY, E. S.; HSIAO, Y. C.; LIN, W.; ENGEL, S. M.; LU, K.; ZYLKA, M. J. Detection of Azoxystrobin Fungicide and Metabolite Azoxystrobin-Acid in Pregnant Women and Children, Estimation of Daily Intake, and Evaluation of Placental and Lactational Transfer in Mice. **Environmental Health Perspectives**, v. 130, n. 2, p. 1-9, fev. 2022.

HUANG, F.; CHEN, Z.; CHEN, H.; LU, W.; XIE, S.; MENG, Q. H.; WU, Y.; XIA, D. Cypermethrin Promotes Lung Cancer Metastasis via Modulation of Macrophage Polarization by Targeting MicroRNA-155/Bcl6. **Toxicological Sciences**, v. 163, n. 2, p. 454-465, jun. 2018.

HUWAYSH, A. M.; HAFI, Z. B. Development and Calibration of Transient Groundwater Flow Model for Al Kufrah Region, Southeast Libya. In: AL-MAKTOUMI, A.; ABDALLA, O.; KACIMOV, A.; ZEKRI, S.; CHEN, M.; AL-HOSNI, T.; MADANI, K. (Eds). *Water Resources in Arid Lands: Management and Sustainability*. Cham: Springer, 2021. p. 147–165.

IBAMA. **Relatórios de comercialização de agrotóxicos**: histórico de comercialização 2000-2018. Brasília: IBAMA, 2019. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/relatorios/quimicos-e-biologicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>. Acesso em: 20 maio. 2020.

IBAMA. **Relatórios de comercialização de agrotóxicos**: histórico de comercialização 2009-2022. Brasília: IBAMA, 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos#esclarecimentos-envio>. Acesso em: 27 fev. 2024.

ILBOUDO, S.; FOUCHE, E.; RIZATTI, V.; TOÉ, A. M.; GAMET-PAYRASTRE, L.; GUISSOU, P. I. In vitro impact of five pesticides alone or in combination on human intestinal cell line Caco-2. **Toxicology Reports**, v. 1, p. 474-489, jul. 2014.

INSTITUTO NACIONAL DE PROCESSAMENTO DE EMBALAGENS VAZIAS DE AGROTÓXICOS – INPEV. **Histórico de criação e objetivos do inpev**. Disponível em: <https://www.inpev.org.br/inpev/quem-somos/>. Acesso em 07 maio 2023.

ITEP / LabTox. Procedimento Operacional Padrão – POP. **Análise de resíduos de agrotóxicos em alimentos por cromatografia líquida e detector massa – massa (LC-MS/MS)**. Cod.: TC -023, Revisão 10:01/12/2022

JAMES, T. K.; GHANIZADEH, H.; HARRINGTON, K. C.; BOLAN, N. S. Degradation of atrazine and bromacil in two forestry waste products. **Scientific Reports**, v 11, p. 1-12, fev. 2021.

JARAMILLO, M.; GRISCHEK, T.; BOERNICK, H.; VELEZ, J. I. Evaluation of riverbank filtration in the removal of pesticides: an approximation using column experiments and contaminant transport modeling. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 21, n. 1, p. 179–199, jan. 2019.

JENNINGS, A. A.; LI, Z. Scope of the worldwide effort to regulate pesticide contamination in surface soils. **Journal of Environmental Management**, v. 146, p. 420-443, set. 2014.

JIN, M. K.; ZHANG, Q.; YANG, Y. T.; ZHAO, C. X.; LI, J.; LI, H.; QIAN, H.; ZHU, D.; ZHU, Y. G. Exposure to cypermethrin pesticide disturbs the microbiome and disseminates antibiotic resistance genes in soil and the gut of *Enchytraeus crypticus*. **Journal of Hazardous Materials**, v. 449, fev. 2023.

JING, X.; ZHANG, W.; XIE, J.; WANG, W.; LU, T.; DONG, Q.; YANG, H. Monitoring and risk assessment of pesticide residue in plant-soil-groundwater system about medlar planting in Golmud. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 21, p. 26413–26426, jan. 2021.

JOHNSON, A. I. **Specific yield: compilation of specific yields for various materials**. Washington: USGS, 1967. 74 p.

JUNG, G. H.; LEE, H. S.; LIM, S. J.; CHOI, H. Evaluation of soil pesticide leaching to groundwater using undisturbed lysimeter: development of the pesticide groundwater leaching scoring system (PLS). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, p. 21973–21985, fev. 2024.

KAF AEI, R.; ARFAEINIA, H.; SAVARI, A.; MAHMOODI, M.; REZAEI, M.; RAYANI, M.; SORIAL, G. A.; FATTAHI, N.; RAMAVANDI, B. Organochlorine pesticides contamination in agricultural soils of southern Iran. **Chemosphere**, v. 240, p. 1-9, fev. 2020.

KAILANI, M. H.; AL-ANTARY, T. M.; ALAWI, M. A. Monitoring of pesticides residues in soil samples from the southern districts of Jordan in 2016/2017. **Toxin Reviews**, v. 40, n. 2, p. 198–214, jan. 2019.

KAPELEKA, J. A.; SAULI, E.; SADIK, O.; NDAKIDEMI, P. A. Biomonitoring of Acetylcholinesterase (AChE) Activity among Smallholder Horticultural Farmers Occupationally Exposed to Mixtures of Pesticides in Tanzania. **Journal of Environmental and Public Health**, v. 2019, p. 1–11, set. 2019.

KAPSI, M.; TSOUTSI, C.; PASCHALIDOU, A.; ALBANIS, T. Environmental monitoring and risk assessment of pesticide residues in surface waters of the Louros River (N.W. Greece). **Science of the Total Environment**, v. 650, parte 2, p. 2188-2198, fev. 2019.

KEGLEY, S. E.; HILL, B. R.; ORME, S.; CHOI, A. H. **PAN Pesticide Database, Pesticide Action Network, North America**. Oakland: PAN, 2016.

KESSASRA, F.; BENABES, D.; SERAOUI, S.; EL HOUDA CHETIBI, N.; MESBAH, M.; KHALED-KHODJA, S.; FOUGHALIA, A. Groundwater flow and chloride transport modeling of the alluvial aquifer of lower Soummam Valley, Béjaia, North-East of Algeria. **Journal of African Earth Sciences**, v. 173, p. 104023, jan. 2021.

KHAN, N.; YAQUB, G.; HAFEEZ, T.; TARIQ, M. Assessment of Health Risk due to Pesticide Residues in Fruits, Vegetables, Soil, and water. **Journal of Chemistry**, v. 1, p. 1-7, 2020.

KHAYYUN, T. Simulation of Groundwater Flow and Migration of the Radioactive Cobalt-60 from LAMA Nuclear Facility-Iraq. **Water**, v. 10, n. 2, p. 176, fev. 2018.

KHUMAN, S. N.; VINOD, P. G.; BHARAT, G.; KUMAR, Y. S. M.; CHAKRABORTY, P. Spatial distribution and compositional profiles of organochlorine pesticides in the surface soil from the agricultural, coastal and backwater transects along the south-west coast of India. **Chemosphere**, v. 254, p. 1-9, set. 2020.

KOIKE, R. S. **Caracterização do estado de contaminação por organoclorados em água, sedimento e ostras do complexo estuarino da Baía de Paranaguá (Paraná – Brasil)**. 2007. 87 p. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Física, Química e Geológica) – Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Física, Química e Geológica, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2007.

KÖPPEN, W. **Climatología**: con un studio de los climas de la Tierra. México: Fondo de Cultura Económica, 1948. 474 p.

KRAFT, G. J.; STITES, W.; MECHENICH, D. J. Impacts of Irrigated Vegetable Agriculture on a Humid North-Central U.S. Sand Plain Aquifer. **Ground Water**, v. 37, n. 4, p. 572–580, ago. 2005.

KRONBAUER, E. A.; BIONDO, E.; ZANETTI, C. Agrotóxicos e os impactos do modelo produtivo atual: estudo de caso sobre a contaminação de recursos hídricos e da água para consumo humano em Encantado, Vale do Taquari, RS. In: BIONDO, E.; ZANETTI, C. (Eds.). *Articulando a Agroecologia em rede no Vale do Taquari/RS*. 1. ed. São Leopoldo: Oikos, 2021. p. 53–75.

KRONBAUER, E. A.; BIONDO, E.; ZANETTI, C.; KOLCHINSKI, E. M. Agrotóxicos em água do rio e água tratada no município de Encantado, RS. **Ambiente: gestão e desenvolvimento**, v. 14, n. 2, p. 6-17, ago 2021.

KRUĆ-FIJAŁKOWSKA, R.; DRAGON, K.; DROŹDŹYŃSKI, D.; GÓRSKI, J. Seasonal variation of pesticides in surface water and drinking water wells in the annual cycle in western Poland, and potential health risk assessment. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 3317, fev. 2022.

KONIKOW, L. F.; GOODE, D. J.; HORNBERGER, G. Z. **A Three-Dimensional Method-of-Characteristics Solute-Transport Model (MOC3D)**. Reston: USGS, 1996. 99 p.

KUMARI, B.; MADAN, V. K.; KATHPAL, V. S. Pesticide residues in rain water from Hisar, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 133, p. 467-471, fev. 2007.

LAABS, V.; AMELUNG, W.; PINTO, A. A.; WANTZEN, M.; SILVA, C. J.; ZECH, W. Pesticides in Surface Water, Sediment, and Rainfall of the Northeastern Pantanal Basin, Brazil. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, n. 5, p. 1636–1648, out. 2002.

LABITE, H.; BUTLER, F.; CUMMINS, E. A Review and Evaluation of Plant Protection Product Ranking Tools Used in Agriculture. **Human and Ecological Risk Assessment: na International Journal**, v. 17, n. 2, p. 300-327, abr. 2011.

LABRECQUE, G.; CHESNAUX, R.; BOUCHER, M. A. Water-table fluctuation method for assessing aquifer recharge: application to Canadian aquifers and comparison with other methods. **Hydrogeology Journal**, v. 28, p. 1-13, mar. 2020.

LAJMANOVICH, R. C.; PELTZER, P. M.; ATTADAMO, M. A. **Informe para la procuracion general de la corte suprema de justicia de Santa Fe sobre la mortandad de peces en el rio Salado noviembre-diciembre 2020**. Santa Fe: CONICET, 2021.

LALEHZARI, R.; TABATABAEI, S. H.; KHOLGHI, M. Simulation of nitrate transport and wastewater seepage in groundwater flow system. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 10, n. 6, p. 1367–1376, mar. 2013.

LANGENBACH, T.; SCHROLL, R.; PAIM, S. Fate and distribution of ¹⁴C-atrazine in a tropical oxisol. **Chemosphere**, v. 40, n. 5, p. 449-455, mar. 2000.

LANGEVIN, C. D.; HUGHES, J. D.; BANTA, E. R.; PROVOST, A. M.; NISWONGER, R. G.; PANDAY, S. **MODFLOW 6 Modular Hydrologic Model**: U.S. Geological Survey Software. [2017]. Disponível em: <https://www.usgs.gov/software/modflow-6-usgs-modular-hydrologic-model>. Acesso em: 27 jul. 2024.

LANGEVIN, C. D.; PROVOST, A. M.; PANDAY, S.; HUGHES, J. D. **Documentation for the MODFLOW 6 Groundwater Transport Model**. Reston: USGS, 2022. 66 p.

LASKOWSKI, D. A.; GORING, C. A. I.; MCCALL, P. J.; SWANN, R. L. Terrestrial Environment. In: CONWAY, R. A. (Ed.) **Environmental Risk Analysis for Chemicals**. New York: Krieger Publishing Company, 1982. p. 198-240.

LEBASIC. **Pesticides**: a model that's costing us dearly. Paris: Lebasic, 2021. 25 p.

LEE, D. R. A device for measuring seepage flux in lakes and estuaries. **Limnology Oceanographic**, v. 22, n. 1, p. 140-147, 1977.

LEVY, J. CHESTERS, G.; GUSTAFSON, D. P.; READ, H. W. Assessing aquifer susceptibility to and severity of atrazine contamination at a field site in south-central Wisconsin, USA. **Hydrogeology Journal**, v. 6, p. 483-499, 1998;

LEWIS, K. A.; TZILIVAKIS, J.; WARNER, D. J.; GREEN, A. An international database for pesticide risk assessments and management. **Human and Ecological Risk Assessment**: An International Journal, v. 22, n. 4, p. 1050–1064, jan. 2016.

LGHOUL, M.; SBIHI, K.; MAQSoud, A.; HAKKOU, R.; KCHIKACH, A. Remediation scenario of the abandoned Kettara mine site (Morocco): acid mine drainage (AMD) transport modeling. **SN Applied Sciences**, v. 3, n. 7, p. 702, jun. 2021.

LICCIARDELLO, F.; ANTOCI, M.; BRUGALETTA, L.; CIRELLI, G. L. Evaluation of groundwater contamination in a coastal area of south-eastern Sicily. **Journal of Environmental Science and Health, Part B Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes**, v. 46, n. 06, p. 498-508, jul. 2011.

LIRA, M. C. C. **Análise ambiental e humana do assentamento rural de Natuba em Vitória de Santo Antão, Pernambuco**. 2017. 121 p. Tese (Doutorado em Ciências

Farmacêuticas) – Departamento de Ciências Farmacêuticas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

LONDRES, F. **Agrotóxicos no Brasil: um guia para ação em defesa da vida**. Rio de Janeiro: AS-PTA, 2011. 191 p.

LOOSE, D. **Análise e validação do levantamento topográfico planialtimétrico com uso das tecnologias estação total, GNSS RTK e RPA**. 2022. 92 p. Monografia (Bacharelado em Engenharia Civil) - Curso de Engenharia Civil, Universidade do Vale do Taquari, Lajeado, 2022.

LOPES, C. A.; QUEZADO-DUVAL, A. M.; REIS, A. **Doenças da alface**. Brasília: Embrapa Hortaliças, 2010. 70 p.

LOPES, C. V. A.; ALBUQUERQUE, G. S. C. Agrotóxicos e seus impactos na saúde humana e ambiental: uma revisão sistemática. **Saúde em Debate**, v. 42, n. 117, p. 518–534, jun. 2018.

LOPES, É. V.; PADILHA, N. S. Retrocessos no sistema de comunicação de riscos na rotulagem de agrotóxicos: a classificação da Anvisa. **Revista de Direito Ambiental e Socioambientalismo**, v. 5, n. 2, p. 55–76, dez. 2019.

LOPES, M. P. **Toxicidade do bioinseticida espinosade em diferentes órgãos de operárias de Apis melífera (Hymenoptera: Apidae) africanizadas**. 2019. 47 p. Tese (Doutorado em Biologia Celular e Estrutural) – Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2019.

LOUGHLIN, T. M. M.; PELUSO, M. L.; MARINO, D. J. G. Multiple pesticides occurrence, fate, and environmental risk assessment in a small horticultural stream of Argentina. **Science of the Total Environment**, v. 802, p. 1-12, jan. 2022.

ŁOZOWICKA, B.; KACZYŃSKI, P.; WOLEJKO, E.; PIEKUTIN, J.; SAGITOV, A.; TOLEUBAYEV, K.; ISENOVA, G.; ABZEITOVA, E. Evaluation of organochlorine pesticide residues in soil and plants from East Europe and Central Asia. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 3, p. 1310–1321, jan. 2015.

LUCAS, E. O.; BERNARDO, J. T.; MESQUITA, M. O.; SCHMITZ, J. A. K. Contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos na região central do Rio Grande do Sul, Brasil. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 9, p. 1-22, ago. 2020.

LYALL, K.; CROEN, L. A.; SJÖDIN, A.; YOSHIDA, C. K.; ZERBO, O.; KHARRAZI, M.; WINDHAM, G. C. Polychlorinated Biphenyl and Organochlorine Pesticide Concentrations in Maternal Mid-Pregnancy Serum Samples: Association with Autism Spectrum Disorder and Intellectual Disability. **Environmental Health Perspectives**, v. 125, n. 3, p. 474-480, mar. 2017.

LYAZIDI, R.; HESSANE, M. A.; MOUTEI, J. F.; BAHIR, M. Developing a methodology for estimating the groundwater levels of coastal aquifers in the Gareb-Bourag plains, Morocco embedding the visual MODFLOW techniques in groundwater modeling system. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 11, p. 1-19, out. 2020.

LYRA, M. R. C. C. **Qualidade de águas subterrâneas em solos fertirrigados com vinhaça**. 2002. 104 p. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) – Departamento de Agronomia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2002.

MACHADO, T. T. V.; DIAS, J. T.; AZEVEDO FILHO, A. C.; GADELHA, C. L. M.; SILVA, T. C. Avaliação da qualidade de águas de chuva armazenadas em cisternas de placas e de polietileno em um município do semiárido do estado da Paraíba. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, n. 1, p. 151-158, fe. 2021.

MAGALHÃES, C. A. **PCBs e pesticidas organoclorados em tecidos de peixes da Baixada de Santos, São Paulo**. 2005. 88 p. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Química e Geológica) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

MAHMOOD, A.; MALIK R. N.; LIN, J.; ZHANG, G. Human health risk assessment and dietary intake of organochlorine pesticides through air, soil and food crops (wheat and rice) along two tributaries of river Chenab, Pakistan. **Food and Chemical Toxicology**, v. 71, p. 17–25, set. 2014.

MAHMOOD, I.; IMADI, S. R.; SHAZADI, K.; GUL, A.; HAKEEM, K. R. Effects of Pesticides on Environment. In: HAKEEM, K. R.; AKHTAR, M. S.; ABDULLAH, S. N. A. *Plant, Soil and Microbes*. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 253–269.

MAHUGIJA, J. A. M.; HENKELMANN, B.; SCHRAMM, K. W. Levels and patterns of organochlorine pesticides and their degradation products in rainwater in Kibaha Coast Region, Tanzania. **Chemosphere**, v. 118, p. 12-19, jan. 2015.

MALICK, A.; SINGH, V. K.; SINGH, K. P. Occurrence and distribution of persistent trace organics in rainwater in an urban region (India). **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 79, n. 6, p. 639-645, out. 2007.

MANISHA; CHANDRAVANSI, N. K.; TRIVEDI, R. K.; BANJARE, S. K.; NIRALA, V. K. Availability of pesticide residues in Labeo bata (Hamilton, 1822) in selected markets of Kolkata, West Bengal, India. **Journal of Entomology and Zoology Studies**, v. 7, n. 2, p. 1068–1074, fev. 2019.

MANJARRES-LÓPEZ, D. P.; ANDRADES, M. S.; SÁNCHEZ-GONZÁLEZ, S.; RODRÍGUEZ-CRUZ, M. S.; SÁNCHEZ-MARTÍN, M. J.; HERRERO-HERNÁNDEZ, E. Assessment of pesticide residues in waters and soils of a vineyard region and its temporal evolution. **Environmental Pollution**, v. 284, p. 117463, set. 2021.

MANN, H. B.; WHITNEY, D. R. On a Test of Whether one of Two Random Variables is Stochastically Larger than the Other. **Annals of Mathematical Statistics**, v. 18, n. 1, p. 50-60, mar. 1947.

MANOEL FILHO, J. Evolução histórica do conhecimento. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. (org.). *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*. 3. ed. Rio de Janeiro: CRM: LABHID, 2008. p. 687–707.

MANSANSO, A. S. **Efeitos dos agrotóxicos diuron e carbofuran, isolados e em mistura,**

sobre organismos aquáticos e avaliação de risco ecológico. 2016. 262 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2016.

MARASCA, I.; MARQUES, R. P.; GERALDINE, A. M.; BRAZ, G. B. P. **Avaliação de deriva na pulverização agrícola.** Rio Verde: IF Goiano, 2017. 24 p.

MARÇAL, W. S.; FERNANDES, J. A. S.; MENCK, M. F. Surto de intoxicação de bovinos por hexaclorobenzeno- BHC. **Archives of Veterinary Science**, v. 21, n. 3, p. 17-37, ago. 2016.

MARCHESAN, E.; SARTORI, G. M. S.; AVILA, L. A.; MACHADO, S. L. O.; ZANELLA, R.; PRIMEL, E. G.; MACEDO, V. R. M.; MARCHESAN, M. G. Resíduos de agrotóxicos na água de rios da Depressão Central do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Ciência Rural**, v. 4, n. 5, p. 1053–1059, maio 2010.

MARIOT, E.; WEBER, O. L. S. S.; SPADOTTO, C. A.; DORES, E. F. G. C. Uso do índice LIX na previsão de lixiviação dos pesticidas metolacolor, endossulfam, clorpirifós, carbendazim e diurom. **Pesticidas: revista de ecotoxicologia e meio ambiente**, v. 19, p. 57-64, dez. 2009.

MARQUES, C. A. M. **Modelação de Impactos de Inundações Marítimas em Aquíferos Costeiros: Caso do Concelho de Almada.** 2020. 93 p. Dissertação (Mestrado em Geologia do Ambiente, Riscos Geológicos e Ordenamento do Território) – Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa, 2020.

MARQUES, J. G. C. **Proposições para o gerenciamento do uso de agrotóxicos utilizados na bacia hidrográfica do Natuba, Vitória de Santo Antão, Pernambuco.** 2017. 125 p. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental) – Mestrado Profissional em Gestão Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco, 2017.

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

MARQUES, J. G. C. M.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; LYRA, M. R. C. C.; NASCIMENTO, R. M.; SILVA, J. A. A. Análise do potencial de lixiviação do inseticida sulfoxaflor em solos. **Águas Subterrâneas**, v. 34, n. 3, p. 348-357, nov. 2020.

MARQUES, J. G. C.; NASCIMENTO, R. M.; LYRA, M. R. C. C.; CARVALHO, R. M. C. M. O.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SILVA, J. A.; SILVA, J. C. O Manejo de Agrotóxicos por Produtores Rurais de Hortaliças na Sub-Bacia do Riacho do Natuba, Município de Vitória de Santo Antão PE, Brasil. **Cientec**, v. 5, n. 1, p. 10-22, abr. 2013.

MARTELLI, G. V. **Monitoramento da flutuação dos níveis de água em aquíferos freáticos para avaliação do potencial de recarga em área de afloramento do sistema aquífero Guarani em Cacequi-RS.** 2012. 151 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

MARTINS, E. C.; MELO, V. F.; BOHONE, J. B.; ABATE, G. Sorption and desorption of atrazine on soils: The effect of different soil fractions. **Geoderma**, v. 322, p. 131-139, jul. 2018.

MARTINS, F. O. G. **Modelagem computacional de água subterrânea**: determinação do número de poços de monitoramento de carga hidráulica e sua distribuição espacial para estimação da condutividade hidráulica. 2013. 62 p. Monografia (Bacharelado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

MARTINS, M. M.; OLIVEIRA, L. P.; SCHVEITZER, B. Avaliação das características físico-químicas da água da chuva em diferentes pontos no município de Caçador-SC. **Caçador**, v. 5, n. 1, p. 78-93, 2016.

MARZOCCA, M. A.; COSTANTINO, A. R.; GENTILI, A. R.; ARIANI, A. S.; PEREYRA, M. T.; LUSTO, J.; BALDINI, M. D. Microbiological quality and determination of pesticide residues in the lettuce produced in Bahía Blanca's horticultural belt, Argentina. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, v. 56, n. 1, p. 439-446, mar. 2021.

MATIAS, T. P.; CASTRO NETO, T. Z.; BOTEZELLI, L.; IMPERADOR, A. M. Os agrotóxicos mais vendidos no Brasil: implicações em meio ambiente e saúde. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 8, p. 1-12, jul. 2021.

MATIĆ BUJAGIĆ, I.; GRUJIC, S.; LAUSEVIC, M.; HOFMANN, T.; MICIC, V. Emerging contaminants in sediment core from the Iron Gate I Reservoir on the Danube River. **Science of The Total Environment**, v. 662, p. 77–87, abr. 2019.

MATOS, M. A. C. **Resíduos de pesticidas organoclorados e bifenilos policlorados em sedimentos e algas de Santos e Cananeia, SP, Brasil**. 2002. 200 p. Tese (Doutorado em Oceanografia Química e Geológica) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

MAZZEI, J. R. F.; CARDOSO, M. H. W. M.; SERRA, E. G.; MACEDO, J. R.; OLIVEIRA, A. C.; BASTOS, L. H. P.; CARDOSO, M. H. W. M. Estudo comparativo das concentrações de agrotóxicos no solo provenientes dos métodos de plantio do tomate convencional, orgânico e sustentável. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 3, p. 22981-23000, mar. 2021.

MAZZIERO, T. A.; WENDLAND, E. Avaliação da recarga subterrânea de bacias urbanas no município de São Carlos, SP. In: ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS. 14. 2005. Ribeirão Preto. **Anais [...]**. São Paulo: ABAS, 2005. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23197>. Acesso em: 07 fev. 2024.

MCDONALD, M. G.; HARBAUGH, A. W. **A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model**: Techniques of Water-Resources Investigations 06-A1. Washington: USGS, 1988. 568 p.

MEFTAUL, I. M.; VENKATESWARLU, K.; PARVEN, A.; ANNAMALAI, P.; MEGHARAJ, M. Human health risk assessment of pesticides in lettuce and spinach grown in urban backyard garden soils. **Journal of Food Composition and Analysis**, v. 115, jan., 2023.

MEHLHORN, P.; HUMPHRIES, M.; GENSEL, J.; BUAH-KWOFIE, A.; TYOHEMBA, R. L.; HABERZETTL, T. Organochlorine pesticide contamination in sediments from Richards Bay, South Africa: spatial trends and ecotoxicological risks. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, p. 2247-2259, jan, 2023.

MELATI, M. D.; KICH, E. M.; TEIXEIRA, Z. A.; ATHAYDE, G. B. Aplicação do método water table fluctuation usando a master recession curve (MRC) para um poço localizado na bacia sedimentar do Araripe. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. 22., 2017. Florianópolis. **Anais [...]** Porto Alegre: ABRH, 2017. 8 p.

MENCK, V. F.; SERAFIM, M. P.; OLIVEIRA, J. M. Intoxicação do(a) trabalhador(a) rural por agrotóxicos: (sub)notificação e (in)visibilidade nas políticas públicas de 2001 a 2015. **Segurança Alimentar e Nutricional**, v. 26, p. 1-10, fev. 2019.

MENDES, D. A. R. **Aplicação do modelo Qual2kw para avaliação de cargas pontuais no rio Itapanhaú**. 2010. 204 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

MENDONÇA, C. F. R. **Determinação de glifosato e AMPA nas águas superficiais da Bacia do Paraná 3**. 2018. 130 p. Dissertação (Mestrado em Química) – Instituto de Química de Araraquara, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Araraquara, 2018.

MENEZES, J. F. F.; SANTOS, J. V. P.; DUTRA, J. A. S. S.; TAVARES, M. G.; GUIMARÃES, H. A. Contaminação de águas superficiais por agrotóxicos: análise dos impactos causados na saúde humana e ambiental. **Biológicas & Saúde**, v. 11, n. 37, p. 19–35, jun. 2021.

MENEZES, J.; PRADO, R. B.; SILVA JÚNIOR, G. C.; MANSUR, K. L.; OLIVEIRA, E. S. Qualidade da água superficial em microbacias do noroeste fluminense. **Cadernos de Estudos Geoambientais**, v. 03, n. 01, p. 32-43, maio 2012.

MENEZES, M. G. M. **Desenvolvimento de um método multirresíduos de agrotóxicos em águas de abastecimento do estado do Ceará usando LC-MS/MS-SPE**. 2019. 113 p. Dissertação (Mestrado em Química) – Departamento de Química Analítica e Físico-Química, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2019.

MENEZES, R. A.; SILVA, E. C.; COSTA, M. F. S.; CUNHA, M. C. C.; SARABIA, M. L.; SILVA, T. A.; MOURA, G. J. B. Avaliação quali-quantitativa dos resíduos sólidos carreados para o reservatório do Tapacurá, Pernambuco, Brasil. **Revista Ouricuri**, v. 4, n. 1, p. 60-85, mar. 2014.

MEUNIER, I. M. J.; SILVA, J. A. A.; FERREIRA, R. L. C. **Inventário florestal: inventário de estudos**. Recife: UFRPE, 2001. 179 p.

MIGLIORANZA, K. S. B.; GONZALEZ, M.; ONDARZA, P. M.; SHIMABUKURO, V. M.; ISLA, F. I.; FILLIMAN, G.; AIZPÚN, J. E.; MORENO, V. J. Assessment of Argentinean Patagonia pollution: PBDEs, OCPs and PCBs in different matrices from the Río Negro basin. **Science of the Total Environment**, v. 452-453, p. 275-285, maio 2013.

MILANI, G. B.; OLIVEIRA, L. G.; BÜHLER, J.; GUIMARÃES, M. C. M.; GONÇALVES, F. F. Avaliação da presença de resíduos de piretróides em amostras de água, sedimento e pescado na Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí (Rio Grande do Sul). **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 10, n. 02, p. 172-188, 2022.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA – MAPA. **Programa de Controle de Resíduos em Pescado – PCRP**. [2000]. Disponível em: <http://extranet.agricultura.gov.br/sislegis-consulta/servlet/VisualizarAnexo?id=11054>. Acesso em: 16 jul. 2023.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA – MAPA. **Instrução Normativa n. 2, de 03 de janeiro de 2008**. Aprova as normas de trabalho da aviação agrícola, em conformidade com os padrões técnicos operacionais e de segurança para aeronaves agrícolas, pistas de pouso, equipamentos, produtos químicos, operadores aeroagrícolas e entidades de ensino, objetivando a proteção às pessoas, bens e ao meio ambiente, por meio da redução de riscos oriundos do emprego de produtos de defesa agropecuária, e ainda os modelos constantes dos Anexos I, II, III, IV, V e VI. Brasília: MAPA, 2008. Disponível em: <https://www.indea.mt.gov.br/documents/363967/8546767/Agrotoxicos+Inst+Normativa%C2%BA+02+2008+MAPA+Avia%C3%A7%C3%A3o.pdf/f3bfac2c-0adf-2f03-8d69-f6a7f49ed63c>. Acesso em: 06 abr. 2023.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA – MAPA. **Instrução Normativa SDA n. 36, de 24 de novembro de 2009**. Estabelece diretrizes e exigências para a realização de pesquisa e experimentação com agrotóxicos e afins, e para o credenciamento de entidades públicas e privadas de pesquisa, ensino e assistência técnica que as realizam, objetivando a emissão de laudos de eficiência e praticabilidade agrônômica, de fitotoxicidade e de resíduos para fins de registro de agrotóxicos e afins. Brasília: MAPA, 2009. Disponível em: https://www.normasbrasil.com.br/norma/instrucao-normativa-36-2009_77627.html. Acesso em: 06 abr. 2023.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA – MAPA. **Instrução Normativa n. 31, de 15 de agosto de 2013**. Estabelecer os procedimentos a serem adotados no âmbito do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), na constatação de resíduos de agrotóxicos e contaminantes químicos, físicos e biológicos, conforme estabelecido em legislação específica da ANVISA, em produtos vegetais, seus subprodutos e resíduos de valor econômico, padronizados. Brasília: MAPA, 2013. Disponível em: https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/camaras-setoriais-tematicas/documentos/camaras-setoriais/fruticultura/2018/54aro/in-31_2013-desclassificacao.pdf. Acesso em: 06 abr. 2023.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA – MAPA. **Instrução Normativa n. 39, de 27 de novembro de 2017**. Aprova o funcionamento do Sistema de Vigilância Agropecuária Internacional - Vigiaagro, suas regras e os procedimentos técnicos, administrativos e operacionais de controle e fiscalização executados nas operações de comércio e trânsito internacional de produtos de interesse agropecuário. Brasília: MAPA, 2017a. Disponível em: <https://www legisweb.com.br/legislacao/?id=353132#:~:text=Aprova%20o%20funcionament o%20do%20Sistema,de%20produtos%20de%20interesse%20agropecu%C3%A1rio>. Acesso em: 06 abr. 2023.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA – MAPA. **Instrução Normativa SDA n. 26, de 20 de julho de 2017.** Estabelecer os procedimentos técnico-administrativos para licenciamento de importação de agrotóxicos, produtos técnicos e afins. Brasília: MAPA, 2017b. Disponível em: https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/agrotoxicos/legislacao/IN_26_2017_alterada_por_a_IN_62_2018.pdf. Acesso em: 06 abr. 2023.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA – MAPA. **Instrução Normativa SDA n. 20, de 06 de julho de 2018.** Aprovar o plano de amostragem e limites de referência para o Plano Nacional de Controle de Resíduos e Contaminantes em Produtos de Origem Animal - PNCRC de 2018 para as cadeias de carnes bovina, suína, caprina, ovina, equina, coelho, aves, avestruz, de leite, pescado, mel e ovos. Brasília: MAPA, 2018. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/inspecao/produtos-animais/plano-de-nacional-de-controle-de-residuos-e-contaminantes/documentos-da-pncrc/PlanoAmostragemPNCRC2018IN.pdf>. Acesso em: 16 jul. 2024.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA – MAPA. **Portaria SDA n. 448, de 17 de novembro de 2021.** Torna público os resultados do Programa Nacional de Controle de Resíduos e Contaminantes nas culturas agrícolas de abacaxi, alface, alho, amêndoa (*Prunus dulcis*), amêndoa de cacau, amendoim, arroz, avelã (*Corylus avellana*), banana, batata inglesa, beterraba, café, castanha de caju, castanha do Brasil, cebola, cenoura, cevada malteada, citros, farinha de trigo, feijão, goiaba, kiwi, maçã, mamão, manga, melão, milho, morango, pera, pimenta do reino, pimentão, soja, tomate, trigo, uva e de que trata o Plano Nacional de Controle de Resíduos e Contaminantes em produtos de origem vegetal - PNCRC/Vegetal, no ano de 2019 e no ano de 2020, na forma dos anexos à presente portaria. Brasília: MAPA, 2021. Disponível em: <https://pedlowski.files.wordpress.com/2021/12/portaria-sda-no-448-de-17-de-novembro-de-2021-portaria-sda-no-448-de-17-de-novembro-de-2021-dou-imprensa-nacional.pdf>. Acesso em: 06 abr. 2023.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA – MAPA. **Portaria SDA n. 574, de 09 de maio de 2022.** Fica instituído o Programa Nacional de Controle de Resíduos e Contaminantes em Produtos de Origem Vegetal (PNCRC/Vegetal), definindo o alcance, os objetivos, os critérios e os procedimentos para a realização dos controles oficiais. Brasília: MAPA, 2022a. Disponível em: https://www.abcsem.com.br/upload/arquivos/PORTARIA_SDA_N%C2%BA_574%2C_DE_9_DE_MAIO_DE_2022.pdf. Acesso em: 06 abr. 2023.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA – MAPA. **Agrofit:** consulta aberta. 2022b. Disponível em: http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons. Acesso em: 31 mar. 2022.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano.** Brasília: Ministério da Saúde, 2016. 53 p.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria de Consolidação n. 5, de 28 de setembro de 2017.** Brasília: Ministério da Saúde, 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html#INICIO. Acesso em: 27 ago. 2023.

MINISTÉRIO PÚBLICO DO RIO GRANDE DO NORTE – MP/RN. **Ação Civil Pública conta supermercado Atacadão Distribuição, Comércio e Indústria Ltda.** MP/RN: Natal, 2014. Disponível em:

<https://drive.google.com/file/d/1MZUkN6hjfLO5sAztcSWBrop5bgoHq7BY/view>. Acesso em: 07 maio 2023.

MIRLAS, V.; KULAGIN, V.; ISMAGULOVA, A.; ANKER, Y. MODFLOW and HYDRUS Modeling of Groundwater Supply Prospect Assessment for Distant Pastures in the Aksu River Middle Reaches. **Sustainability**, v. 14, n. 24, p. 1-28, dez. 2022.

MÖBUS, G.; LÚCIO, J. B.; LIMA, Y. C. P.; SILVA, R. G. Análise regional de aquíferos aluviais. Um estudo de caso: região de Itapiuna/CE. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. 17., São Paulo. **Anais [...]** Porto Alegre: ABRHIDRO, 2007, 1-14 p.

MONTEIRO, A. L. N.; MONTENEGRO, A. A. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L. Modelagem de Fluxo e Análise do Potencial Hídrico de Aquífero Aluvial no Semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 3, p. 151-163, set. 2014.

MORAIS, L. S.; CHAGAS, I. C. G. C.; SILVA, D. P.; SCALIZE, P. S.; Qualidade da água superficial em comunidades rurais do estado de Goiás durante a estação seca e sua relação com o uso e a ocupação do solo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 28, p. 1-10, out. 2023.

MOREIRA, J. C.; PERES, F.; SIMÕES, A. C.; PÍGNATI, W. A.; DORES, E. C.; VIEIRA, S. N.; STRÜSSMANN, C.; MOTT, T. Contaminação de águas superficiais e de chuva por agrotóxicos em uma região do estado do Mato Grosso. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 17, n. 6, p. 1557-1568, jun. 2012.

MORELATO, R. R. **Avaliação ambiental da água e sedimento na bacia hidrográfica do rio Ijuí.** 2022. 71 p. Monografia (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Campus Cerro Largo, Universidade Federal da Fronteira Sul, Cerro Largo, 2022.

MÖRTL, M.; NÉMETH, G.; JURACSEK, J.; DARVAS, B.; KAMP, L.; RUBIO, F.; SZÉKÁCS, A. Determination of glyphosate residues in Hungarian water samples by immunoassay. **Microchemical Journal**, v. 107, p. 143–151, mar. 2013.

MORRO, F. G.; SCHNITZLER, D. C. Avaliação de agrotóxicos em solos de sistemas de produção agrícola convencional e agroecológico. **Química Nova**, v. 44, n. 8, p. 936-946, maio 2021.

MUSA, M.; BUWONO, N. R.; IMAN, M. N.; AYUNING, S. W.; LUSIANA, E. D. Pesticides in Kalisat River: water and sediment assessment. **Bioflux**, v. 12, n. 5, p. 1806-1813, 2019.

MUSTAFA, S.; BAHAR, A.; AZIZ, Z. A.; SURATMAN, S. Modelling contaminant transport for pumping wells in riverbank filtration systems. **Journal of Environmental Management**, v. 165, p. 159–166, jan. 2016.

MWEVURA, H.; KYLIN, H.; VOGT, T.; BOUWMAN, H. Dynamics of organochlorine and organophosphate pesticide residues in soil, water, and sediment from the Rufiji River Delta, Tanzania. **Regional Studies in Marine Science**, v. 41, p. 1-9, dez. 2020.

NAG, S. K.; SAHA, K.; BANDOPADHYAY, S.; GHOSH, A.; MUKHERJEE, M.; RAUT, A.; RAMAN, R. K.; SURESH, V. R.; MOHANTY, S. K. Status of pesticide residues in water, sediment, and fishes of Chilika Lake, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 2, p. 122, fev. 2020.

NAHAR, K. M.; KHAN, M. S. I.; HABIB, M.; HOSSAIN, S. M.; PRODHAN, M. D. H.; ISLAM, M. A. Health risk assessment of pesticide residues in vegetables collected from northern part of Bangladesh. **Food Research**, v. 4, n. 6, p. 1-8, out. 2020.

NANDI, N. K.; VYAS, A.; AKHTAR, M. J.; KUMAR, B. The growing concern of chlorpyrifos exposures on human and environmental health. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v. 185, p. 1-15, jul. 2022.

NASCIMENTO, R M. **Impactos dos agrotóxicos na contaminação ambiental da produção de hortaliças no baixo rio Natuba, Pernambuco**. 2013. 167 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. **Journal of Hydrology**, v. 10, n. 3, p. 282–290, abr. 1970.

NATIONAL INSTITUTES OF HEALTH – NIH. **PubChem**. Disponível em: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>. Acesso em 17 dez. 2023.

NAVARRO, I.; LA TORRE, A.; SANZ, P.; ARJOL, M. A.; FERNÁNDEZ, J.; MARTÍNEZ, M. A. Organochlorine pesticides air monitoring near a historical lindane production site in Spain. **Science of The Total Environment**, v. 670, p. 1001–1007, jun. 2019.

NEUWIRTHOVÁ, N.; TROJAN, M.; SVOBODOVÁ, M.; VASICKOVÁ, J.; SIMEK, Z.; HOFMAN, J.; BIELSKÁ, L. Pesticide residues remaining in soils from previous growing season(s) - Can they accumulate in non-target organisms and contaminate the food web? **Science of The Total Environment**, v. 646, p. 1056–1062, jan. 2019.

NEW YORK STATE DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL CONSERVATION. **Registration of the new ingredient Tea Tree Tea Oil**. [2015]. Disponível em: https://rvpadmin.cce.cornell.edu/uploads/doc_584.pdf. Acesso em 17 dez. 2023.

NISHA, U. S.; KHAN, S. I.; PRODHAN, M. D. H.; MEFTAU, I. M.; BEGUM, N.; PARVEN, A.; SHAHRIAR, S.; JURAIMI, A. S.; HAKIM, M. A. Quantification of Pesticide Residues in Fresh Vegetables Available in Local Markets for Human Consumption and the Associated Health Risks. **Agronomy**, v. 11, n. 9, p. 1-11, set. 2021.

NOGUEIRA, E. N.; DORES, E. F. G. C.; PINTO, A. A.; AMORIM, R. S. S.; RIBEIRO, M. L. Currently used pesticides in water matrices in Central-Western Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 23, n. 8, p. 1476-1487, ago. 2012.

NOGUEIRA SOBRINHO, N. **Estudo da remoção de resíduos de agrotóxicos em alface**. 2017. 74 p. Dissertação (Mestrado em Química) – Departamento de Química Analítica, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

NOVAIS, C. M.; QUEIROZ, T. M.; SEABRA JÚNIOR, S. Panorama da contaminação ambiental por agrotóxicos no estado do mato grosso: risco para o abastecimento urbano. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 1, p. 1-14, jan. 2021.

NYANDWI, M. **Assessment of Cypermethrin and Profenofos residues in surface water and water sediments of Nyabarongo river**. 2022. 54 p. Dissertação (Mestrado em Química Ambiental) – Escola de Ciências, Universidade de Ruanda, Quigali, 2022.

NYAUNDI, J. K.; GETABU, A. M.; KENGARA, F.; ONCHIEKU, J.; NIJIRU, M.; KINARO, Z. O.; BABU, J. M.; SITOKI, L. M.; NYAMWEYA, C.; OSORO, E. M. Assessment of organochlorine pesticides (OCPs) contamination in relation to physico-chemical parameters in the Upper River Kuja Catchment, Kenya (East Africa). **International Journal of Fisheries and Aquatic Studies**, v. 7, n. 1, p. 172–179, 2019.

OCHOA, V.; MAESTRONI, B. Pesticides in Water, Soil, and Sediments. In: MAESTRONI, B.; CANNAVAN, A. (Eds.). *Integrated Analytical Approaches for Pesticide Management*. Amsterdã: Sciencedirect, 2018. 133-147.

OGINAWATI, K.; SUSETYO, S. H.; RAHMAWATI, S. I.; KURNIAWAN, S. B.; ABDULLAH, S. R. S. Distribution of organochlorine pesticide pollution in water, sediment, mollusk, and fish at Saguling Dam, West Java, Indonesia. **Toxicological Research**, v. 38, p. 149-157, abr. 2022.

OLIBONI, K. C.; TRICHES, R. M.; OLIVEIRA, A. M. B. Comercialização de agrotóxicos e desfechos de saúde no Estado do Paraná: uma associação não linear. **Physis: Revista de Saúde Coletiva**, v. 33, p. 1-21, abr. 2023.

OLIVEIRA, C. R. **Qualidade da água e conservação de nascentes em assentamento rural na Mata Pernambucana**. 2014. 142 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2014.

OLIVEIRA, L. A.; GONÇALVES, R. M.; MARTINS, F. P. Contraste de condutividade hidráulica em solos de texturas arenosa e argilosa encontrados nos tributários da margem esquerda do rio tijuco, município de ituiutaba, estado de Minas Gerais, Brasil. **Caminhos de Geografia**, v. 11, n. 33, p. 230-243, mar. 2010.

OLIVEIRA, L. T.; KLAMMLER, H.; LEAL, L. R. B. Balanço hídrico transitório do aquífero Urucuia meridional na Bahia. **Águas Subterrâneas**, v. 34, n. 3, p. 325–339, out. 2020.

OLIVIER, K.K. J.; BROU, D.; JULES, M. M.; GEORGES, E. S.; FRÉDÉRIC, P.; DIDIER, G. Estimation of Groundwater Recharge in the Lobo Catchment (Central-Western Region of Côte d'Ivoire). **Hydrology**, v. 9, n. 23, p. 1-18, fev. 2022.

OLSVIK, P. A.; KROGLUND, F.; FINSTAD, B.; KRISTENSEN, T. Effects of the fungicide azoxystrobin on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolt. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, n. 8, p. 1852-1861, nov. 2010.

OVIEDO-CHÁVEZ, A. C.; ROJAS-GONZÁLEZ, E. W.; VINUEZA-GALÁRRAGA, J. C.; ANDRADE-ZURITA, M. J.; SARMIENTO-SARMIENTO, N. G.; OCHSNER-MERA, R. Food assessment for pesticide's contamination in Chugchilán parish crops in Cotopaxi (Ecuador). **Journal of Food Process Engineering**, p. 1-9, abr. 2023.

PACHECO, F.; MARTINS, L. M. O.; OLIVEIRA, A.; FERNANDES, L. F. S. A importância dos modelos de fluxo e transporte na validação do risco de contaminação aquífera. In: CONGRESSO DA ÁGUA. 14., 2018. Lisboa. **Anais [...]**. Lisboa: APRH, 2018. p. 1–9.

PAÍGA, P.; SOUSA, S.; VERA, J.; BITENCOURT, L.; VIERA, J.; JORGE, S.; SILVA, J. G.; CORREIA, M.; DOMINGUES, V. F.; DELERUE-MATOS, C. Multi-residue analysis of fifty pesticides in river waters and in wastewaters. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 66787-66803, jul. 2021.

PAIVA, A. C. **Degradação de agrotóxicos em águas por processos oxidativos avançados**. 2020. 107 p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) – Departamento de Química, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2020.

PAIVA, A. L. R. **Modelagem computacional e análise da salinização dos aquíferos na área central de Recife**. 2004. 146 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004.

PAIVA, A. L. R. **O processo de filtração em margem e um estudo de caso no rio Beberibe**. 2009. 171 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

PARANÁ. **Intoxicações agudas por agrotóxicos**: atendimento inicial do paciente intoxicado. Curitiba: PEVASPEA, 2018. 120 p.

PARLAKIDIS, P.; RODRIGUEZ, S. M.; ALEXOUDIS, C.; PEREZ-ROJAS, G.; PEREZ-VILLANUEVA, M.; CARRERA, A. P.; FERNÁNDEZ-CIRELLI, A.; VRYZAS, Z. Occurrence of Banned and Currently Used Herbicides, in Groundwater of Northern Greece; A Human Health Risk Assessment Approach. **Research Square**, mar. 2021.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. Colombo: Embrapa Florestas, 2011. 69 p.

PASCHOAL, Adilson D. **Pragas, praguicidas e a crise ambiental**: problemas e soluções. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 1979.

PASINI, F.; MANCUSO, M. A.; FORTES, P. R.; BREUNIG, F. M.; FRITZEN, R. R. Recarga de aquífero em Floresta Estacional Decidual nativa, Parque Estadual do Turvo (RS). **Ciência Florestal**, v. 32, n. 1, p. 206-232, mar. 2022.

PECHTA, M.; VASCONCELOS, V. V. Indicadores para uso de águas subterrâneas no Brasil, por domínio hidrogeológico, utilizando o Siagas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. 20., 2018. Campinas. **Anais [...]** São Paulo: ABAS, 2018. 4 p.

PEREIRA, E. A. **Efeito da qualidade da água e das práticas de preparação na segurança dos alimentos fornecidos às escolas municipais no semiárido paraibano**. 2017. 122 p.

Dissertação (Mestrado em Agroindústria) – Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Pombal, 2017.

PEREIRA, L. C. **Uso e conservação de nascentes em assentamentos rurais**. 2012. 187 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2012.

PEREIRA, L. N. E.; SOUZA, I. A. Análise da qualidade dos cultivos agrícolas irrigados pelo rio Natuba na cidade de Vitória de Santo Antão: investigação toxicológica de metais pesados. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO TECNOLÓGICO E INOVAÇÃO DA UFPE. 7., 2015. Recife. **Anais [...]** Recife: UFPE, 2015. 3 p. Disponível em:
https://www.ufpe.br/documents/616030/885344/Analise_da_qualidade_dos_cultivos_agricolas_irrigados_pelo_rio_natuba.pdf. Acesso em: 20 ago. 2023.

PERERA-RIOS, J.; RUIZ-SUAREZ, E.; BASTIDAS-BASTIDAS, P. J.; MAY-EUÁN, F.; UICAB-POOL, G.; LEYVA-MORALES, J. B.; REYES-NOVELO, E.; PÉREZ-HERRERA, N. Agricultural pesticide residues in water from a karstic aquifer in Yucatan, Mexico, pose a risk to children's health. **International Journal of Environmental Health Research**, p. 1–15, jul. 2021.

PERES, A.; BARBIERI, M. V.; POSTIGO, C.; RAMBLA-ALEGRE, M.; ALDA, M. L.; ELJARRAT, E. Pesticides in sediments of the Ebro River Delta cultivated area (NE Spain): Occurrence and risk assessment for aquatic organisms. **Environmental Pollution**, v. 305, p. 1-11, jul. 2022.

PERES, F.; MOREIRA, J. C.; DUBOIS, G. S. Agrotóxicos, Saúde e Ambiente: uma introdução ao tema. In: PERES, F.; MOREIRA, J. C. (Eds.). *É veneno ou é remédio?* Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2003. p. 21–41.

PÉREZ, D. J.; ITURBURU, F. G.; CALDERON, G.; OYESQUI, L. A. E.; DE GERÓNIMO, E.; APARICIO, V. C. Ecological risk assessment of current-use pesticides and biocides in soils, sediments and surface water of a mixed land-use basin of the Pampas region, Argentina. **Chemosphere**, v. 263, p. 128061, jan. 2021.

PÉREZ-LUCAS, G.; VELA, N.; ABELLÁN, M.; FENOLL, J.; NAVARRO, S. Use of Index-Based Screening Models to Evaluate the Leaching of Triclopyr and Fluroxypyr Through a Loam Soil Amended with Vermicompost. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 104, p. 497-502, mar. 2020.

PERNAMBUCO. **Lei n. 12.753, de 21 de janeiro de 2005**. Dispõe sobre o comércio, o transporte, o armazenamento, o uso e aplicação, o destino final dos resíduos e embalagens vazias, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, bem como o monitoramento de seus resíduos em produtos vegetais, e dá outras providências. Recife: Assembleia Legislativa de Pernambuco, 2005. Disponível em:
<https://legis.alepe.pe.gov.br/texto.aspx?id=4254>. Acesso em: 02 abr. 2023.

PERNAMBUCO. **Decreto no 31.246, de 28 de dezembro de 2007**. Regulamenta a Lei Nº 12.753, de 21 de janeiro de 2005, que dispõe, no âmbito do Estado de Pernambuco, sobre o comércio, o transporte, o armazenamento, o uso e aplicação, o destino final dos resíduos e embalagens vazias, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e

afins, bem como o monitoramento de seus resíduos em produtos vegetais, e dá outras providências. Recife: Assembleia Legislativa de Pernambuco, 2007. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=149712#:~:text=Regulamenta%20a%20Lei%20N%C2%BA%2012.753,e%20afins%2C%20bem%20como%20o>. Acesso em: 14 out. 2022.

PERNAMBUCO. **Lei n. 16.235, de 14 de dezembro de 2017**. Dispõe sobre as multas cuja aplicação e cobrança cabe à Agência de Defesa e Fiscalização Agropecuária do Estado de Pernambuco - ADAGRO. Recife: Assembleia Legislativa de Pernambuco, 2017. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=353730#:~:text=Disp%C3%B5e%20sobre%20as%20multas%20cuja,do%20Estado%20de%20Pernambuco%20%2D%20ADAGRO>. Acesso em: 06 abr. 2023.

PESSOA-DE-SOUZA, M. A.; ALVES, A. F. T.; FREITAS, G. S. Uso e manejo de agrotóxicos por produtores de hortaliças em área urbana: um estudo de caso da região noroeste de Goiânia, Goiás. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 5, p. 26198-26216, maio 2020.

PESTGENIE. **Material Safety Data Sheet: Daconate**. [2010]. Disponível em: <https://www.pestgenie.com.au/>. Acesso em 17 dez. 2023.

PESTICIDE ACTION NETWORK INTERNATIONAL. **PAN International Consolidated List of Banned Pesticides**. Hamburg: Alemanha, 2022. 46 p.

PETROVA, E.; MEIERDIERKS, J.; FINKEL, M.; GRATHWOHL, P. Legacy pollutants in fractured aquifers: Analytical approximations for back diffusion to predict atrazine concentrations under uncertainty. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 225, p. 1-13, abr. 2023.

PICÓ, Y.; ALVAREZ-RUIZ, R.; ALFARHAN, A. H.; EL-SHEIKH, M. A.; ALSHAHARANI, H. O.; BARCELÓ, D. Pharmaceuticals, pesticides, personal care products and microplastics contamination assessment of Al-Hassa irrigation network (Saudi Arabia) and its shallow lakes. **Science of The Total Environment**, v. 701, p. 135021, jan. 2020.

PICO, Y.; BELENGUER, V.; CORCELLAS, C.; DIAZ-CRUZ, M. S.; ELJARRAT, E.; FARRÉ, M.; GAGO-FERRERO, P.; HUERTA, B.; NAVARRO-ORTEGA, A.; PETROVIC, M.; RODRÍGUEZ-MOZAZ, S.; SABATER, L.; SANTÍN, G.; BARCELO, D. Contaminants of emerging concern in freshwater fish from four Spanish Rivers. **Science of The Total Environment**, v. 659, p. 1186–1198, abr. 2019.

PIOVESAN, K. T. **Levantamento do uso e contaminação por agrotóxicos no município de Capitão Leônidas Marques (PR)**. 2016. 28 p. Monografia (Licenciatura em Química), Universidade Federal da Fronteira Sul, Realeza, 2016.

POLANCO RODRÍGUEZ, A. G.; ARAUJO LEÓN, J. A.; LÓPEZ CETZ, R.; LONG, D.; ÁLVAREZ CERVERA, F. J.; BARACHE, U.; ROSAS SÁNCHEZ, D. H. Organochlorine pesticides in the drinking water of Merida and its Metropolitan Zone, a Karst Region. **Urban Water Journal**, v. 19, n. 1, p. 40–50, 2022.

POULSEN, T. G.; MOLDRUP, P.; YAMAGUCHI, T.; JACOBSEN, O. H. Predicting saturated and unsaturated hydraulic conductivity in undisturbed soils from soil water characteristics. **Soil Science**, v.164, n.2, p.877-887, 1999.

QCHEM. **Safety data sheet: Sulfur**. [2017]. Disponível em: https://www.qchem.com.qa/App_Documents/Sulphur/SDS%20Sulphur.pdf. Acesso em 17 dez. 2023.

QIN, G.; ZHANG, Q.; ZHANG, Z.; CHEN, Y.; ZHU, J.; YANG, Y.; PEIJNENBURG, W. J. G. M.; QIAN H. Understanding the ecological effects of the fungicide difenoconazole on soil and *Enchytraeus crypticus* gut microbiome. **Environmental Pollution**, v. 326, jun. 2023.

QIU, D.; XU, N.; ZHANG, Q.; ZHOU, W.; WANG, Y.; ZHANG, Z.; YU, Y.; LU, T.; SUN, L.; ZHOU, N. Y.; PEIJNENBURG, W. J. G. M.; QIAN, H. Negative effects of abamectin on soil microbial communities in the short term. **Frontiers in Microbiology**, v. 13, dez. 2022.

QUAGHEBEUR, D.; SMET, B.; WULF, D.; STEURBAUT, W. Pesticides in rainwater in Flanders, Belgium: results from the monitoring program 1997–2001. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 3, n. 6, p. 182-190, fev. 2004.

QUEIROZ, B. A. O.; MARTINS, L. H. B. **Características físico-químicas da água da chuva em Lages-SC**. Lages: IFSC, 2017. Disponível em: <http://docente.ifsc.edu.br/michael.nunes/MaterialDidatico/Analises%20Quimicas/TCC%20II/TCC%202017%201/Beatriz.pdf>. Acesso em 18 out. 2022.

QUEIROZ, S. C. N.; FERRACINI, V. L.; ROSA, M. A.; ANDRADE, J. A.; JARDIM, I. C. S. F. **Métodos para a Determinação de Multirresíduos de Agrotóxicos em Produtos Agrícolas**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2008. 17 p.

QUEIROZ, S. C. N.; FERRACINI, V. L.; ROSA, M. A. Validação de método multirresíduo para determinação de pesticidas em alimentos empregando QuEChERS E UPLC-MS/MS. **Química Nova**, v. 35, n. 1, p. 185–192, 2012.

QUINTANA, J.; LA CAL, A.; BOLEDA, M. R. Monitoring the complex occurrence of pesticides in the Llobregat basin, natural and drinking waters in Barcelona metropolitan area (Catalonia, NE Spain) by a validated multi-residue online analytical method. **Science of the Total Environment**, v. 692, p. 952-965, nov. 2019.

RAAZIA, S.; DAR, A. Q. A numerical model of groundwater flow in Karewa-Alluvium aquifers of NW Indian Himalayan Region. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 8, n. 1, p. 871–882, 2022.

RAHERISON, C.; BALDI, I.; POUQUET, M.; BERTEAUD, E.; MOESCH, C.; BOUVIER, G.; CANAL-RAFFIN, M. Pesticides exposure by air in vineyard rural area and respiratory health in children: a pilot study. **Environmental Research**, v. 169, p. 189–195, fev. 2019.

RAHMAN, T. U.; AHSAN, N. U.; HABIB, A.; ARA, A. Assessment of Saline Water Intrusion in Southwest Coastal Aquifer, Bangladesh Using Visual MODFLOW. In: CHAMINÉ, H. I.; BARBIERI, M.; CHEN, O. K. M.; MERKEL, B. J. *Advances in sustainable and environmental hydrology, hydrogeology, hydrochemistry and water resources*. Cham: Springer, 2019. p. 175–177.

RAJAEIAN, S.; KETABCHI, H.; EBADI, T. Investigation on quantitative and qualitative changes of groundwater resources using MODFLOW and MT3DMS: a case study of Hashtgerd aquifer, Iran. **Environment, Development and Sustainability**, p. 1-26, dez. 2022.

RATOLA, N.; HOMEN, V.; SILVA, J. A.; ARAÚJO, R.; AMIGO, J. M.; SANTOS, L.; ALVES, A. Biomonitoring of pesticides by pine needles — Chemical scoring, risk of exposure, levels and trends. **Science of The Total Environment**, v. 476–477, p. 114–124, abr. 2014.

REBELO, R. M.; CALDAS, E. D. Environmental risk assessment of aquatic systems affected by pesticide use. **Química Nova**, v. 37, n. 7, p. 1199-1208, jan. 2014.

REGAR, R. K.; GAUR, V. K.; BAJAJ, A.; TAMBAT, S.; MANICKAM, N. Comparative microbiome analysis of two different long-term pesticide contaminated soils revealed the anthropogenic influence on functional potential of microbial communities. **Science of The Total Environment**, v. 681, p. 413–423, set. 2019.

REGO, E. L.; NAKAMURA, T. C.; DINIZ, P. H. G. D.; OLIVEIRA, U. R.; SOUZA, J. R.; SILVA, J. D. S. Spatiotemporal evaluation of organochlorine pesticide residues in bottom sediments of the Rio de Ondas hydrographic basin, western Bahia, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, p. 50376-50391, mar. 2022.

REILLY, T. J.; SMALLING, K. L.; ORLANDO J. L.; KUIVILA, K. M. Occurrence of boscalid and other selected fungicides in surface water and groundwater in three targeted use areas in the United States. **Chemosphere**, v. 89, n. 03, p. 228-234, set. 2012.

RIASCOS-FLORES, L.; BRUNEEL, S.; HEYDEN, C. V.; DEKNOCK, A.; ECHELPOEL, V.; FORIO, M. A. E.; SAYER, N.; BERGHE, W. V.; SPANOGHE, P.; BERMUDEZ, R.; DOMINGUEZ-GRANDA, L.; GOETHALS, P. Polluted paradise: Occurrence of pesticide residues within the urban coastal zones of Santa Cruz and Isabela (Galapagos, Ecuador). **Science of the Total Environment**, v. 763, p. 142956, abr. 2021.

RIBEIRO, E. P. **Eficácia no processo de devolução de embalagens de agrotóxicos vazias na comunidade do Natuba: área produtora de hortaliças de Vitória de Santo Antão – Pernambuco**. 2011. 161 p. Dissertação (Mestrado em Gestão do Desenvolvimento Local Sustentável) - Universidade de Pernambuco, Recife, 2011.

RIBEIRO, C. S. **Análise morfométrica do cerebelo de ratos submetidos a exposição inalatória à cipermetrina e ao diclorvós, isolados e em associação**. 2022. 22 f. Dissertação (Mestrado em Neurociências) – Instituto de Ciências Básicas da Saúde, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2022.

RIBEIRO, K. D. **Relações matemáticas entre porosidade drenável e condutividade hidráulica do solo saturado**. 2008. 90 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

RIBEIRO, K. D.; NASCIMENTO, J. M. S.; GOMES, N. M.; LIMA, L. A.; MENEZES, S. M. Relações matemáticas entre porosidade drenável e condutividade hidráulica do solo saturado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 6, p. 600-606, jul. 2007.

RIBEIRO, E. P.; SOUZA, C. S. Caracterização e classificação climática da microrregião de Vitória de Santo Antão. **Revista Continentes**, v. 7, n. 12, p. 235-259, 2018.

RIBEIRO, M. C.; RAMOS, A. M.; FERREIRA, V. A.; LUCCHESI, G.; FANTE, C. A. Avaliação e monitoramento dos níveis de contaminação por resíduos de agrotóxicos. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 2, fev. 2021.

RICO, A.; ARENA-SÁNCHEZ, A.; ALONSO-ALONSO, C.; LÓPEZ-HERAS, I.; NOZAL, L.; RIVAS-TABARES, D.; VIGHI, M. Identification of contaminants of concern in the upper Tagus river basin (central Spain). Part 1: Screening, quantitative analysis and comparison of sampling methods. **Science of The Total Environment**, v. 666, p. 1058-1070, maio 2019.

RIGHETTO, A. M.; DIAS, D. F. Balanço hídrico do sistema aquífero barreiras na bacia hidrográfica do rio Pitimbu-RN. **Águas Subterrâneas**, v. 30, n. 3, p. 394-410, set. 2016.

RINALDI, S.; LOUATI, S.; BENDJOUDI, H.; DE MARSILY, G. Modeling of transient groundwater flow, pollutant transport, and biodegradation in an aquifer with large hydraulic head variations. **Hydrogeology Journal**, v. 22, n. 4, p. 943-956, jun. 2014.

RIPKE, M. O.; CORRALO, V. S.; LUTINSKI, J. A. Safety of foods sold in street fairs: analysis of pesticide residues in lettuce (*Lactuca sativa* L.). **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 57, n. 3, p. 467-476, set. 2022.

RITTER, J. G.; SILVA, F. F.; RUSSINI, A. Ação fiscalizatória e adequação da indicação, comércio e uso de agrotóxicos por agricultores da fronteira oeste do Rio Grande do Sul. **Tecno-Lógica**, v. 22, n. 1, p. 50-57, jun. 2018.

RODRIGUES, V. S.; CONCEIÇÃO, L. C.; MENDONÇA, A. J. T.; SOUSA, C. A. E.; COSTA, E. M. Toxicidade de Imidacloprido + Beta Ciflutrina sobre a abelha africanizada *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae). **Agrarian**, v. 14, n. 53, p. 323-332, abr. 2021.

RODRIGUEZ, L. C.; GONZÁLEZ-NICOLÁS, A.; INGALLS, B.; STRECK, T.; NOWAK, W.; XIAO, S.; PAGEL, H. Optimal design of experiments to improve the characterisation of atrazine degradation pathways in soil. **European Journal of Soil Science**, v. 73, n. 1, p. 1-18, dez. 2021.

ROSA, A. C. S. **Avaliação dos níveis basais de metabólitos de agrotóxicos piretroides na população adulta da cidade do Rio de Janeiro**: contribuição para a vigilância em saúde no país. 2017. 169 p. Tese (Doutorado em Saúde Pública e Meio Ambiente) – Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2017.

ROSETTO, R.; BORSI, I.; FOGLIA, L. FREEWAT: FREE and open source software tools for WATER resource management. **Rendiconti Online Società Geologica Italiana**, v. 35, p. 252-255, abr. 2015.

ROUAMBA, S. S.; TAPSOBA, F.; BAZIÉ, B. S. R.; YOUL, O.; SAVADOGO, S.; KABRÉ, E.; SANGARÉ, L.; SAVADOGO, A. Assessment of the contamination of *Lactuca sativa* L.

(lettuce) and *Lycopersicon esculentum* (tomato) by pesticides: Case of market gardeners in Ouagadougou. **International Journal of One Health**, v. 7, n. 2, p. 251-256, dez. 2021.

RUIZ-TOLEDO, J.; CASTRO, R.; RIVERO-PÉREZ, N.; BELLO-MENDOZA, R.; SÁNCHEZ, D. Occurrence of Glyphosate in Water Bodies Derived from Intensive Agriculture in a Tropical Region of Southern Mexico. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 93, n. 3, p. 289–293, set. 2014.

RUTLEDGE, A. T. **Computer Programs for Describing the Recession of Ground-Water Discharge and for Estimating Mean Ground-Water Recharge and Discharge from Streamflow Records—Update**. Reston: USGS, 1998. 52 p.

SAATMAN, T. M. **Avaliação da qualidade da água subterrânea em área de cultivo de hortaliça em relação à contaminação por agrotóxico**. 2016. 51 p. Monografia (Graduação em Gestão Ambiental), Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco, Recife, 2016.

SAATSAZ, M.; SULAIMAN, W. N. A.; ESLAMIAN, S.; JAVADI, S. Development of a coupled flow and solute transport modelling for Astaneh-Kouchesfahan groundwater resources, North of Iran. **International Journal of Water**, v. 7, n. 1/2, p. 80, jan. 2013.

SAFRE, A. L. S. **Simulação numérica do fluxo das águas subterrâneas na Estação Ecológica de Santa Bárbara/SP**. 2018. 105 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2018.

SAKSHI, D.; SINGH, D.; GILL, P. Effects of Imidacloprid and Pendimethalin on Carbohydrates, Lipid and Protein Constituents of *Pheretima posthuma*. **Biological Forum**, v. 14, n. 1, p. 367-370, jan. 2022.

SALEM, S. H. E.; FATAH, S. A. E.; ABDEL-RAHMAN, G. N. E.; FOUZY, A. S. M.; MARREZ, D. Screening for pesticide residues in soil and crop samples in Egypt. **Egyptian Journal of Chemistry**, v. 64, n. 5, p. 2525-2532, maio 2021.

SALGUEIRO, T. P. **Modelagem dos fluxos subterrâneos da lagoa de evapo-infiltração (LEI) da lagoa da Conceição – Florianópolis**. 2022. 60 p. Monografia (Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2022.

SAHYA, A.; SONKAMBLE, S.; JAMPANI, M.; RAO, A. N.; AMERASINGHE, P. Field site soil aquifer treatment shows enhanced wastewater quality: Evidence from vadose zone hydro-geophysical observations. **Journal of Environmental Management**, v. 345, nov. 2023.

SALVADOR-SHIINOKI, M. C.; DINIZ, E. R.; ALVES, A. P. Percepção sobre os riscos dos agrotóxicos por trabalhadores rurais de Ivaiporã-PR e região. **Revista Terra & Cultura**, v. 36, n. 71, p. 137-152, dez. 2020.

SAMIDURAI, J.; SUBRAMANIAN, M.; VENUGOPAL, D. Levels of organochlorine pesticide residues in fresh water fishes of three bird sanctuaries in Tamil Nadu, India. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 2, p. 1983–1993, jan. 2019.

SAMPAIO, C. **Nova classificação de agrotóxicos é “forma de enganar a sociedade”, diz pesquisador**. [2019]. Disponível em: <https://www.brasildefato.com.br/2019/07/24/especialistas-criticam-nova-classificacao-de-agrotoxicos-da-anvisa/>. Acesso em: 19 maio. 2020.

SANTAROSSA, M. A. S. **Contaminação de águas de pesque-pague por agrotóxicos e cafeína em áreas de cultivo de cana-de-açúcar**. 2017. 125 p. Tese (Doutorado em Aquicultura) – Centro de Aquicultura da Unesp, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Jaboticabal, 2017.

SANTOS, O. N. **Avaliação da qualidade da água de chuva do município de Florianópolis/SC**. 2018. 95 p. Monografia (Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal do Ceará, Florianópolis, 2018.

SANTOS, W. J. S. **Gestão de abastecimento alternativo de água em comunidade rural à margem de uma aluvião em um trecho do rio ipanema no sertão alagoano**. 2024. 152 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2024.

SANTOS, W. J. S. **Modelagem numérica da interação rio-aquífero**. 2015. 63 p. Monografia (Bacharelado em Engenharia Civil) – Núcleo de Engenharia, Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2015.

SANTOS, W. J. S.; PAIVA, A. L. R.; COUTINHO, A. P.; CABRAL, J. J. S. P. Fluxo e armazenamento de água em aluvião do semiárido pernambucano para abastecimento de pequenas comunidades. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 55, n. 4, p. 479-497, dez. 2020.

SÃO PAULO. **Lei no 17.054, de 06 de maio de 2019**. Dispõe sobre o registro de empresas, o cadastro de produtos e a fiscalização do uso, do consumo, do comércio, do armazenamento, do transporte, da prestação de serviço na aplicação e da destinação de embalagens dos agrotóxicos e afins de uso fitossanitário em área agrícola, altera a Lei nº 15.266, de 26 de dezembro de 2013, que dispõe sobre o tratamento tributário relativo às taxas no âmbito do Poder Executivo Estadual, e dá outras providências. São Paulo: Assembleia Legislativa de São Paulo, 2019. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2019/lei-17054-06.05.2019.html>. Acesso em: 14 out. 2022.

SARKAR, U. K.; PATHAK, A. K.; SRIVASTAVA, S. M. Assessing organochlorine pesticide (OCP) residues in water and fish samples from a small perennial river and associated wetlands of Ganga Basin, India for sustainable management. **Sustainable Water Resources Management**, v. 8, n. 1, p. 17, fev. 2022.

SCHMIDT, T. D.; SALTON, J. C.; SCORZA JÚNIOR, R. P. Sorção e dessorção de tiametoxam e atrazina em solo sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 6, p. 613–618, jun. 2015.

SCHREIBER, F. **Hormônios esteróides na água potável e da chuva de regiões orizícolas do sul do Brasil**. 2012. 112 p. Dissertação (Mestrado em Fitossanidade) – Programa de Pós-Graduação em Fitossanidade, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2012.

- SCHREIBER, F.; AVILA, L. A.; SCHERNER, A.; GEHRKE, V. R.; AGOSTINETTO, D. Volatility of Different Formulations of Clomazone Herbicide. **Planta Daninha**, v. 33, n. 2, p. 315–321, jun. 2015.
- SCHREINEMACHERS, P.; GROVERMANN, C.; PRANEETVATAKUL, S.; HENG, P.; NGUYEN, T. T. L.; BUNTONG, B.; LE, N. T.; PINN, T. How much is too much? Quantifying pesticide overuse in vegetable production in Southeast Asia. **Journal of Cleaner Production**, v. 244, p.1-7, jan. 2020.
- SCHUMMER, C.; GROFF, C.; CHAMI, J. A.; JABER, F.; MILLET, M. Analysis of phenols and nitrophenols in rainwater collected simultaneously on an urban and rural site in east of France. **Science of The Total Environment**, v. 407, n. 21, p. 5637-5643, out. 2009.
- SCORZA JÚNIOR, R. P. **Monitoramento dos resíduos de agrotóxicos em Mato Grosso do Sul**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2022. 8 p.
- SCORZA JÚNIOR, R. P.; LANA, J. T. O.; SILVA, G. B. S.; LOEBMANN, D. G. S. W.; ALMEIDA, E. G. **Resíduos de agrotóxicos em águas do Rio Dourados, Mato Grosso do Sul**. 1. ed. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2021. 33 p.
- SCOTT, A. J.; KNOTT, M. A. Cluster Analysis Method for Grouping Means in the Analysis of Variance. **Biometrics**, vol. 30, no. 3, p. 507–512, Set. 1974.
- SEVERO, E. S.; MARINS, A. T.; CEREZER, C.; COSTA D.; NUNES, M.; PRESTES, O. D.; ZANELLA, R.; LORO, V. L. Ecological risk of pesticide contamination in a Brazilian river located near a rural area: A study of biomarkers using zebrafish embryos. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 190, p. 110071, mar. 2020.
- SHAHSAVARI, A. A.; KHODAEI, K.; ASADIAN, F.; AHMADI, F.; ZAMANZADEH, S. M. Groundwater pesticides residue in the southwest of Iran-Shushtar plain. **Environmental Earth Sciences**, v. 65, n. 1, p. 231–239, 2012.
- SHAKERI, R.; NASSERY, H. R.; EBADI, T. Numerical modeling of groundwater flow and nitrate transport using MODFLOW and MT3DMS in the Karaj alluvial aquifer, Iran. **Enviromental Monitoring and Assessment**, v. 195, p. 1-34, dez. 2022.
- SHAMSUDDIN, M. K. N.; SURATMAN, S; ZAKARIA, M. P.; ARIS, A. Z.; SULAIMAN, W. N. A. Using particle tracking as a tool sustainable bank infiltration techniques: a case study in an alluvial area. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 8, n. 3, p. 1571–1590, 2015.
- SHARIF, M. A.; JAFARI, H. Groundwater Recharge Estimating in Mashhad-Chenaran Aquifer using water table fluctuations method (MRC algorithm). **Hydrogeology**, v. 6, n. 2, p. 151-168, mar. 2022.
- SHEIKH, S.; MOURYA, S.; MATHUR, A. K. Analysis of Pesticides Residue in Sub Surface Water of Kota-Bundi Region of Rajasthan. **International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology**, v. 8, n. 8, p. 8395–8403, ago. 2019.
- SHEN, B.; WU, J.; ZHAN, S.; JIN, M. Residues of organochlorine pesticides (OCPs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in waters of the Ili-Balkhash Basin, arid Central Asia: Concentrations and risk assessment. **Chemosphere**, v. 273, jun. 2021.

SIDDIQUE, S.; CHAUDHRY, M. N.; AHMAD, S. R.; NAZIR, R.; JAVED, R.; HAFEEZ, M. R.; ALRAEY.; SIVASAMUGHAM, L. A. Risk surveillance with spatial distribution of Organochlorine Pesticides (OCPs) from sedimentary samples of Chenab River. **Science of The Total Environment**, v. 912, p. 1-10, fev. 2024.

SILVA, C. B. **Delimitação das Unidades Geoambientais da Bacia do rio Natuba e estimativa de estoque de carbono no Médio Natuba, Zona da Mata Centro/PE**. 2011 181 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

SILVA, C. B.; ARAÚJO, M. S. B.; ARAÚJO FILHO, J. C.; BITTAR, S. M. B. Bacia hidrográfica do Rio Natuba – PE: uma análise através de parâmetros morfométricos. In: PEREZ FILHO, A.; AMORIM, R. R. *Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento*. Campinas: Instituto de Geociências, 2017. p. 489–500.

SILVA, E. M.; PICANÇO, M. C.; BARROS, E. C.; ROSADO, J. F.; CORDEIRO, E. M. G.; BACCI, L. Aplicação, absorção, translocação e metabolismos de inseticidas e acaricidas na planta. In: ZAMBOLIM, L.; PICANÇO, M. C.; SILVA, A. A.; FERREIRA, L. R.; FERREIRA, F. A. (Eds.). *Produtos fitossanitários: fungicidas, inseticidas, acaricidas e herbicidas*. Viçosa: UFV, 2008. p. 519-537.

SILVA, F. M. L. **Expansão industrial e economias de aglomeração: uma análise recente do cenário econômico de Vitória de Santo Antão – PE – Brasil vis a vis com o paradigma do desenvolvimento local sustentável**. 2015. 140 p. Dissertação (Mestrado em Gestão do Desenvolvimento Local Sustentável) - Programa de Pós-Graduação em Gestão do Desenvolvimento Local Sustentável, Universidade de Pernambuco, Recife, 2015.

SILVA, J. P.; BEZERRA, C. E.; RIBEIRO, A. A. Avaliação da qualidade da água armazenada em cisternas no semiárido cearense. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering** v. 14, n. 1, p. 27-35, mar. 2020.

SILVA, L.; COTA, S. D. S. Comparação dos métodos numéricos de diferenças finitas e de elementos finitos no sistema cárstico-fissural da bacia do riacho do Mocambo, São Francisco-MG. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE ÁGUA SUBTERRÂNEA. 4. 2015, São Paulo. **Anais [...]**. São Paulo: ABAS, 2015. p. 1–4.

SILVA, M. B. R. **Análise microbiológica de banana "prata anã" produzida no norte de Minas Gerais**. 2019. 89 p. Dissertação (Mestrado em Ciência dos Alimentos) – Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019a.

SILVA, M. C. **Avaliação da exposição do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) a agrotóxicos no cerrado brasileiro**. 2020. 75 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Farmacêuticas) – Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2020.

SILVA, M. S. L.; OLIVEIRA NETO, M. B. **Neossolos Flúvicos**. [2021]. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/territorios/territorio-mata-sul-pernambucana/caracteristicas-do-territorio/recursos-naturais/solos/neossolos-fluvicos>. Acesso em 15 jan. 2023.

SILVA, T. S.; SILVA, M. Y. A.; ALMEIDA, A. K. A.; SAMPAIO, M. E. B. SERBIM, A. K. Trabalhadores rurais e a busca de informações sobre os agrotóxicos. **Extensão em Debate**, v. 12, n. 14, ago. 2024.

SILVA, T. V.; MACHADO, C. S.; ZAGUI, G. S.; MACHADO, G. P.; MICAS, A. F. D.; SAVAZZI, E. A.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. Avaliação toxicológica de ambientes aquáticos: importância da análise em sedimento. **Gaia Scientia**, v. 14, n. 1, p. 63-73, mar. 2020.

SILVA, V.; MOL, H. G. J.; ZOMER, P.; TIENSTRA, M.; RITSEMA, C. J.; GEISSEN, V. Pesticide residues in European agricultural soils – A hidden reality unfolded. **Science of The Total Environment**, v. 653, p. 1532–1545, fev. 2019.

SILVA-BARNI, M. F.; SMEDES, F.; FILLMANN, G.; MIGLIORANZA, K. S. B. Passive sampling of pesticides and polychlorinated biphenyls along the Quequén Grande River watershed, Argentina. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 38, n. 2, p. 340–349, fev. 2019.

SILVA-MADERA, R. J.; SALAZAR-FLORES, J.; PEREGRINA-LUCANO, A. A.; MENDOZA-MICHEL, J.; CEJA-GÁLVEZ, H. R.; ROJAS-BRAVO, D.; REYNA-VILLELA, M. Z.; TORRES-SÁNCHEZ, E. D. Pesticide Contamination in Drinking and Surface Water in the Cienega, Jalisco, Mexico. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 232, n. 2, p. 43, jan. 2021.

SINGH, M. K.; GHOSH, S. Groundwater flow modeling for cachar, India using MODFLOW: a case study. **ISH Journal of Hydraulic Engineering**, v. 28, n. 2, p. 232-242, dez. 2020.

SINGUI, V. S. **Estudo sobre o fluxo subterrâneo e percolação de poluentes em um cemitério na cidade de Campos dos Goytacazes**. 2017. 205 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Centro de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2017.

SINITOX. **Consulta aos dados de óbitos entre os anos 1999 aos dias atuais**. Disponível em: <https://sinitoxdados.icict.fiocruz.br/application/consultaobitosresults>. Acesso em: 22 maio. 2020.

SINGH, H.; MATEGAONKAR, M.; HASAN, S. A. MODFLOW/MT3D Based Three-Dimensional Groundwater Flow and Transport Simulation of Uranium Contamination in Bathinda District, Punjab, India. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, v. 27, n. 4, jun. 2023.

SKOVGAARD, M.; ENCINAS, S. R.; JENSEN, O. C.; ANDERSEN, J. H.; CONDARCO, G.; JORS, E. Pesticide Residues in Commercial Lettuce, Onion, and Potato Samples From Bolivia-A Threat to Public Health? **Environment Health Insights**, v. 11, p. 1-8, mar. 2017.

SMITH, A. K. G. **Estudo da ocorrência de resíduos de agrotóxicos em sedimentos na região do Parque Indígena do Xingu**. 2022. 56 p. Dissertação (Mestrado em Química) – Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas, Universidade Federal de São Paulo, Diadema, 2022.

- SOARES, W. L.; CUNHA, L. N.; PORTO, M. F. S. **Uma política de Incentivo fiscal a agrotóxicos no Brasil é injustificável e insustentável**. Rio de Janeiro: Abrasco, 2020. 58 p.
- SOARES, W. L.; PORTO, M. F. S. Uso de agrotóxicos e impactos econômicos sobre a saúde. **Revista de Saúde Pública**, v. 46, n. 2, p. 209-217, abr. 2012.
- SOUSA, M. C. B.; CASTRO, M. A. H.; CASTRO, D. L.; ALENCAR NETO, M. F.; LOPES, B. L. S. Modelagem do fluxo de contaminantes em aquífero freático na área do cemitério Bom Jardim, Fortaleza, CE, Brasil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 7, n. 2, p. 163–178, jun. 2012.
- SOUZA, A. M. P.; SANTOS, I. I.; OLIVEIRA, L. L. A relação da chuva com a recarga de água em uma nascente urbana em Santarém-PA, Amazônia, Brasil. **Nature and Conservation**, v. 14, n. 3, p. 80-95, jul. 2021.
- SOUZA, G. S.; COSTA, L. C. A.; MACIEL, A. C.; REIS, F. D. V.; PAMPLONA, Y. A. P. Presença de agrotóxicos na atmosfera e risco à saúde humana: uma discussão para a Vigilância em Saúde Ambiental. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 22, n. 10, p. 3269–3280, out. 2017.
- SOUZA, J. A.; FEITOSA, H. O.; CARVALHO, C. M.; PEREIRA, C. F.; FEITOSA, S. O.; SILVA, S. L. Percepção dos Produtores rurais quanto ao uso de agrotóxicos. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 10, n. 5, p. 976-989, out. 2016.
- SOUZA, M. A. P.; ALVES, A. F. T.; FREITAS, G. S. Uso e manejo de agrotóxicos por produtores de hortaliças em área urbana: um estudo de caso da região noroeste de Goiânia, Goiás. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n.5, p. 26198-26216, maio 2020.
- SOUZA, M. C. B. **Gestão de aquíferos impactados por necrópoles**. 2015. 103 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.
- SOUZA, S. F.; ARAÚJO, M. S. B. Avaliação da Cobertura Vegetal densa na Sub Bacia do Rio Natuba do Estado de Pernambuco. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO. 15., 2011. Curitiba. **Anais [...]** São José dos Campos: INPE, 2011. 8 p.
- SOUZA, S. F.; ARAÚJO, S. B.; BRAGA, R. A. P.; SILVA, C. E. M. Caracterização da sub-bacia do rio Natuba-PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 1, n. 2, p. 01, ago. 2009.
- SPADOTTO, C. A. Screening Method for Assessing Pesticide Leaching Potential. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 12, p. 69-78, jan. 2002.
- SPADOTTO, C. A. **Influência das condições meteorológicas no transporte de agrotóxicos no ambiente**. Rio de Janeiro: Boletim SBMET, 2006. 6 p.
- SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F.; LUCHINI, L. C.; ANDRÉA, M. M. **Monitoramento do risco ambiental de agrotóxicos: princípios e recomendações**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 29 p.

SPADOTTO, C. A.; SCORZA JÚNIOR, R. P.; DORES, E. F. G. C.; GEBLER, L.; MORAES, D. A. C. **Fundamentos e aplicações da modelagem ambiental de agrotóxicos**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010. 49 p.

STARNER, K. GOH, K. S. Detections of the Neonicotinoid Insecticide Imidacloprid in Surface Waters of Three Agricultural Regions of California, USA, 2010–2011. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 88, p. 316-321, jan. 2012.

STRACCI, L. **Agrotóxicos e a poluição das águas**. [2012]. Disponível em: <https://www.ecodebate.com.br/2012/08/24/agrotoxicos-e-a-poluicao-das-aguas/>. Acesso em: 02 jul. 2023.

SUDSIRI, C. J.; JUMPA, N.; RITCHIE, R. J. Efficiency of Magnetically Treated Water on Decontamination of Chlorpyrifos® Residual: A Practically Water Insoluble Organophosphate in *Brassica chinensis* Linn. **Agriculture**, v. 13, n. 3, p. 1-12, mar. 2023.

SULTAN, M.; WAHEED, S.; ALI, U.; SWEETMAN, A. J.; JONES, K. C.; MALIK, R. N. Insight into occurrence, profile and spatial distribution of organochlorine pesticides in soils of solid waste dumping sites of Pakistan: Influence of soil properties and implications for environmental fate. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 170, p. 195–204, abr. 2019.

SULTANA, J.; SYED, J. H.; MAHMOOD, A.; ALI, U.; REHMAN, M. Y. A.; MALIK, R. N.; LI, J.; ZHANG, G. Investigation of organochlorine pesticides from the Indus Basin, Pakistan: Sources, air–soil exchange fluxes and risk assessment. **Science of The Total Environment**, v. 497–498, p. 113–122, nov. 2014.

SUN, J.; MA, X. L.; WANG, W.; ZHANG, J.; ZHANG, H.; WANG, Y. J.; FENG, J. The Adsorption Behavior of Atrazine in Common Soils in Northeast China. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 103, p. 316-322, jul. 2019.

SUNDAR, M. L.; RAGUNATH, S.; HEMALATHA, J.; VIVEK, S.; MOHANRAJ, M.; SAMPATHKUMAR, V.; ANSARI, A. M. S.; PARTHIBAN, V.; MANOJ, S. Simulation of ground water quality for noyyal river basin of Coimbatore city, Tamilnadu using MODFLOW. **Chemosphere**, v. 306, p. 1-11, jul. 2022.

SURHONE, L. M.; TENNOE, M. T.; HENSSONOW, S. F. **FEFLOW: MODFLOW, HydroGeoSphere, List of Finite Element Software Packages**. Beau Bassin-Ilhas Maurício: Betascript Publishing, 2010. 72 p.

TAKAHASHI, G.; OHTA, T. Physical structure of mountain stream environment. In: OHTA, T.; TAKAHASHI, G. (eds.) *Erosion Control and Ecological Management of Mountain Streams*. Tokyo: Univ. Tokyo Press, 1999. p.7-16.

TAN, H.; ZHANG, H.; WU, C.; WANG, C.; LI, Q. Pesticides in surface waters of tropical river basins draining areas with rice–vegetable rotations in Hainan, China: Occurrence, relation to environmental factors, and risk assessment. **Environmental Pollution**, v. 283, p. 117100, ago. 2021.

TAVARES, J. L. **Calibração da dispersividade longitudinal de aquíferos através do método iterativo do gradiente de concentração**. 2014. 111 p. Tese (Doutorado em Recursos

Hídricos) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

TAVARES, J. L.; TAVARES, P. R. L.; CASTRO, M. A. H.; TAVARES, F. C. S. Modelagem das concentrações de nitrato em um aquífero sedimentar na região do município de Crato, Ceará, Brasil. In: SILUBESA. 17., 2016. Florianópolis. **Anais [...]** Rio de Janeiro: ABES, 2016. 8 p.

TAVEIRA, B. L. S.; ALBUQUERQUE, G. S. C. Análise das notificações de intoxicações agudas, por agrotóxicos, em 38 municípios do estado do Paraná. **Saúde em Debate**, v. 42, n. spe4, p. 211–222, dez. 2018.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de método de análise de solo**. 3ª ed. Brasília: Embrapa, 2017. 577 p.

THOMPSON, D. A.; KOLPIN, D. W.; HLADIK, M. L.; BARNES, K. K.; VARGO, J. D.; FIELD, R. W. Prevalence of neonicotinoids and sulfoxaflo in alluvial aquifers in a high corn and soybean producing region of the Midwestern United States. **Science of The Total Environment**, v. 782, p. 146762, ago. 2021.

THOMSEN, N. I.; MILOSEVIC, N.; BJERG, P. L. Application of a contaminant mass balance method at an old landfill to assess the impact on water resources. **Waste Management**, v. 32, n. 12, p. 2406–2417, dez. 2012.

TONIAL, I. B.; SILVA, M. R.; SANCHES, S.; TORQUATO, A. S. Resíduos de agroquímicos organoclorados em águas e sedimentos no Rio Chopim no Município de Palmas-PR. **Revista Uningá**, v. 9, p. 31-42, set. 2006.

TREVISAN, M.; MONTEPIANI, C.; RAGOZZA, L.; BARTOLETTI, C.; LOANILLI, E.; DEL RE, A. A. M. Pesticides in rainfall and air in Italy. **Environmental Pollution**, v. 80, n. 1, p.31-39, 1993.

TRIASSI, M.; NARDONE, A.; GIOVINETTI, M. C.; ROSA, E.; CANZANELLA, S.; SARNACCHIARO, P.; MONTUORI, P. Ecological risk and estimates of organophosphate pesticides loads into the Central Mediterranean Sea from Volturno River, the river of the “Land of Fires” area, southern Italy. **Science of The Total Environment**, v. 678, p. 741–754, ago. 2019.

TROIAN, G. C.; REGINATO, P. A. R.; SENHORINHO, E. M.; MARCUZZO, F. F. N.; KIRCHHEIM, R. E.; KUHN, I. A. Estimativa de recarga pelo método water table fluctuation (wtf) na porção norte do aquífero costeiro do estado do Rio Grande do Sul. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. 22., 2017. Florianópolis. **Anais [...]** Porto Alegre: ABRH, 2017. 8 p.

TWINOMUCUNGUZI, F. R. B.; NYENJE, P. M.; KULABAKO, R. N.; SEMIYAGA, S.; FOPPEN, J. W.; KANSIIME, F. Emerging organic contaminants in shallow groundwater underlying two contrasting peri-urban areas in Uganda. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 4, p. 228, mar. 2021.

UN. **Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS)**. 4. ed. Genebra: ONU, 2011. 568 p.

UNESP. **Box 4: Poluentes Orgânicos Recalcitrantes ou Persistentes**. Disponível em: https://acervodigital.unesp.br/bitstream/123456789/39958/17/qui_m4d8_tm03_box4.pdf. Acesso em: 16 jul. 2024.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE – USDA. [2019]. **Final human health and ecological risk assessment**. Disponível em: https://www.aphis.usda.gov/plant_health/. Acesso em 13 jan. 2023.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE – USDA. **PDP Databases and annual summaries**. Disponível em: <https://www.ams.usda.gov/datasets/pdp/pdpdata>. Acesso em 26 fev. 2023.

VALADARES, M. B. **Análise de aspectos relacionados à segurança alimentar nas hortas comunitárias de Palmas-TO**. 2016. 56 p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Fundação Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2016.

VAN LIEW, M. W.; VEITH, T. L.; BOSCH, D. D.; ARNOLD, J. G. Suitability of SWAT for the Conservation Effects Assessment Project: Comparison on USDA Agricultural Research Service Watersheds. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 12, n. 2, p. 173–189, mar. 2007.

VASCONCELOS, Y. **Agrotóxicos na berlinda**. São Paulo: Unesp, 2018. 10 p.

VEIGA, M. M.; SILVA, D. M.; VEIGA, L. B. E.; FARIA, M. V. C. Análise da contaminação dos sistemas hídricos por agrotóxicos numa pequena comunidade rural do Sudeste do Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 22, n. 11, p. 2391–2399, nov. 2006.

VENTURA, J. M. **Qualidade dos solos da bacia do rio Natuba, Pernambuco**. 2013 60 p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Departamento de Ciências Geográficas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

VENUGOPAL, D.; RAVICHANDRAN, B.; PANJAKUMAR, K.; KALAISELVI, K.; KAUSIC, R.; MALA, A.; AVINASH, G.; SHRIDHAR, K.; MANJU, A.; RAJESH, W. Assessment of genotoxicity and cholinesterase activity among women workers occupationally exposed to pesticides in tea garden. **Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 841, p. 1–7, maio 2019.

VERA-CANDIOTI, J.; ARAUJO, P. I.; HUERGA, I. R.; ROJAS, D. E.; CRISTOS, D. S.; MALMANTILE, A. D. Pesticides detected in surface and groundwater from agroecosystems in the Pampas region of Argentina: occurrence and ecological risk assessment. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 10, p. 689, out. 2021.

VERAS, T. B. **Análise da interação rio-aquífero na zona hiporreica para a tecnologia de filtração em margem**: estudo de caso no rio Beberibe-PE. 2011. 136 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

VERAS, T. B.; CABRAL, J. J. S. P.; PAIVA, A. L. R.; BARCELLOS, R. L.; SANTOS, L. L. Investigação do fluxo vertical da água na zona hiporreica num trecho do Rio Beberibe – PE. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 4, p. 674-684, dez. 2016.

VIEL, J.-F.; FLORET, N.; DECONINCK, E.; FOCANT, J. F.; PAUW, E.; CAHN, J. Y. Increased risk of non-Hodgkin lymphoma and serum organochlorine concentrations among neighbors of a municipal solid waste incinerator. **Environment International**, v. 37, n. 2, p. 449–453, fev. 2011.

VIGIÁGUA. **Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano**. 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/saude/pt-br/composicao/seidigi/demas/situacao-de-saude/vigiagua>. Acesso em: 02 jul. 2023.

VILELA, V. L. D. **Qualidade da água de mananciais empregados na irrigação e lavagem de hortaliças da região de Apucarana, Paraná**. 2018. 132 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2018.

VOICULESCU, D. I.; ROMAN, D. L.; OSTAFE, V.; ISVORAN, A. A Cheminformatics Study Regarding the Human Health Risks Assessment of the Stereoisomers of Difenconazole. **Molecules**, v. 27, p. 1-18, jul. 2022.

VONBERG, D.; VANDERBORGHT, J.; CREMER, N.; PÜTZ, T.; HERBST, M.; VERECKEN, H. 20 years of long-term atrazine monitoring in a shallow aquifer in western Germany. **Water Research**, v. 50, p. 294-306, mar. 2014.

VRYZAS, Z.; PAPADAKIS, E. N.; VASSILIOU, G.; PAPADOPOULOU-MOURKIDOU, E. Occurrence of pesticides in transboundary aquifers of North-eastern Greece. **Science of The Total Environment**, v. 441, p. 41–48, dez. 2012.

WAN, Y.; TRAN, T. M.; NGUYEN, V. T.; WANG, A.; WANG, J.; KANNAN, K. Neonicotinoids, fipronil, chlorpyrifos, carbendazim, chlorotriazines, chlorophenoxy herbicides, bentazon, and selected pesticide transformation products in surface water and drinking water from northern Vietnam. **Science of The Total Environment**, v. 750, p. 141507, jan. 2021.

WANDERLEY, R. M. **Modelo advectivo-dispersivo de transporte de solutos em solo não-saturado utilizando os métodos das características e dos elementos finitos**. 2000. 142 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2000.

WANG, H. F.; ANDERSON, M. P. **Introduction to Groundwater Modeling: Finite Difference and Finite Element Methods**. San Diego: Elsevier, 1995. 246 p.

WANG, X.; LU, Z.; MILLER, H.; LIU, J.; HOU, Z.; LIANG, S.; ZHAO, X.; ZHANG, H.; BORCH, T. Fungicide azoxystrobin induced changes on the soil microbiome. **Applied Soil Ecology**, v. 145, p. 1-9, jan. 2020.

WANG, W.; QU, X.; LIN, D.; YANG, K. Octanol-water partition coefficient (logK_{ow}) dependent movement and time lagging of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from

emission sources to lake sediments: A case study of Taihu Lake, China. **Environmental Pollution**, v. 288, p. 1-7, nov. 2021.

WATERLOO HYDROGEOLOGIC. **Modelagem Matemática de Fluxo e Transporte em Águas Subterrâneas**. Ontario: Waterloo Hydrogeologic Inc., 2002.

WATERLOO HYDROGEOLOGIC. **Tutorial: MODFLOW USG Tutorial**. Waterloo: Waterloo Hydrogeologic, 2019. 38 p.

WILKERSON, M. R.; KIM, K. D. **The pesticide contamination prevention act: setting specific numeral values**. California: California Department of Food and Agriculture – CDFA, 1986. 29 p.

WINSTON, R. B. **ModelMuse version 5.2**: U.S. Geological Survey Software Release. [2024]. Disponível em: <https://www.usgs.gov/software/modelmuse-a-graphical-user-interface-groundwater-models>. Acesso em: 27 jul. 2024.

WOFFORD, P.; SEGAWA, R.; SCHREIDER, J.; FEDERIGHI, V.; NEAL, R.; BRATTESANI, M. Community air monitoring for pesticides. Part 3: using health-based screening levels to evaluate results collected for a year. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 3, p. 1355–1370, mar. 2014.

XIANG, Z.; BAILEY, R. T.; NOZARI, S.; HUSAIN, Z.; KISEKKA, I.; SHARDA, V.; GOWDA, P. DSSAT-MODFLOW: A new modeling framework for exploring groundwater conservation strategies in irrigated áreas. **Agricultural Water Management**, v. 232, p. 1-13, abr. 2020.

XIE, Y.; ZHAO, J.; LI, X.; SUN, J.; YANG, H. Effects of Cyfluthrin Exposure on Neurobehaviour, Hippocampal Tissue and Synaptic Plasticity in Wistar Rats. **Toxics**, v. 11, n. 12, dez. 2023.

XU, B.; WANG, G.; YANG, Q.; ZHENG, Y. Hydrological buffering during groundwater acidification in rapidly industrializing alluvial plains. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 218, p. 19–33, nov. 2018.

YAO, K. S.; COULIBALY, S.; ATSE, B. C.; TROKOUREY, S.; TIDOU, A. S. Evaluation of the risk of contamination by pesticides. **Agronomie Africaine**, v. 8, n. 1, p. 73–81, 2019.

ZHANG, H. WATTS, S.; PHILIX, M. C.; SNYDER, S. A.; ONG, C. N. Occurrence and distribution of pesticides in precipitation as revealed by targeted screening through GC-MS/MS. **Chemosphere**, v. 211, p. 210-217, nov. 2018.

ZHANG, Q.; BRANAM, T.; OLYPHANT, G. Development and testing of a model for simulating weathering and trace elements release from fixated scrubber sludge utilized in abandoned coal mine reclamation site. **International Journal of Coal Geology**, v. 169, p. 92–105, jan. 2017.

ZHANG, Q.; ZHU, D.; DING, J.; ZHENG, F.; ZHOU, S.; LU, T.; ZHU, Y. G.; QIAN, H. The fungicide azoxystrobin perturbs the gut microbiota community and enriches antibiotic resistance genes in *Enchytraeus crypticus*. **Environment International**, v. 131, p. 1-8, jul. 2019.

ZHENG, C.; WANG, P. P. **MT3DMS**: a modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and Chemical reactions of contaminants in groundwater systems; documentation and user's guide. Washington: U.S. Army Corps of Engineers, 1999. 221 p.

APÊNDICE A – QUESTIONÁRIO A RESPEITO DO MANEJO AGRÍCOLA DOS PRODUTORES RURAIS DE NATUBA, VITÓRIA DE SANTO ANTÃO-PE

Universidade Federal de Pernambuco – UFPE

Pesquisador: Jonathas Gomes de Carvalho Marques

QUESTIONÁRIO GERAL

INFORMAÇÕES SOCIOECONÔMICAS:

1. Qual seu sexo?

- () Masculino
() Feminino
() Outro

2. Qual a sua idade?

- () Abaixo de 15 anos
() Entre 15-17 anos
() Entre 18-29 anos
() Entre 30-39 anos
() Entre 40-49 anos
() Entre 50-59 anos
() Acima de 60 anos

3. Qual a sua cor/raça?

- () Branca
() Preta
() Amarela
() Parda
() Indígena
() Outra

4. Qual a sua escolaridade?

- () Sem escolaridade
() Ensino fundamental incompleto
() Ensino fundamental completo
() Ensino médio incompleto
() Ensino médio completo
() Ensino superior incompleto
() Ensino superior completo

5. Qual sua renda mensal?

- () Abaixo de um salário mínimo
() Entre 1-2 salários mínimos
() Entre 2-3 salários mínimos
() Entre 3-4 salários mínimos
() Acima de 4 salários mínimos

6. Em relação à terra em que o(a) senhor(a) trabalha, você é:

- () Proprietário
() Funcionário
() Arrendatário
() Posseiro/Assentado
() Outro:
-

CONDIÇÕES DE SAÚDE DO TRABALHADOR:

7. Assinale os casos de doenças/sintomas existentes, habitualmente, em sua saúde, caso seja aplicável:

- () Alergias frequentes
() Ansiedade/depressão
() Cânceres
() Cansaço frequente
() Dificuldade de concentração
() Esquecimento frequente
() Hipertensão
() Hiper/hipotireoidismo
() Incontinência urinária
() Infecções frequentes na garganta
() Insônia habitual
() Lacrimejamento
() Mal estar generalizado
() Náuseas/vômitos
() Salivação
() Sangramentos
() Sudorese
() Taquicardia
() Vertigens/tontura
() Visão turva
() Outros:
-

() Nenhum sintoma/doença

8. Há algum relato seu de intoxicação por agrotóxicos?

- () Sim
() Não

☐ Não utiliza agrotóxicos

9. O(a) senhor(a) percebe relação dos sintomas/doenças, elencados na questão 7, com o dia/horário de contato com o agrotóxico?

☐ Sim

☐ Não

☐ Não utiliza agrotóxicos

INFORMAÇÕES SOBRE O USO DE AGROTÓXICOS:

10. O(a) senhor(a) utiliza/utilizou agrotóxicos?

☐ Sim

☐ Não

11. Caso a resposta seja afirmativa para utilização de agrotóxicos (no passado ou atualmente), indique o tempo de aplicação de agrotóxicos em anos:

☐ Abaixo de um ano

☐ Entre 1-5 anos

☐ Entre 6-10 anos

☐ Entre 11-15 anos

☐ Entre 16-20 anos

☐ Entre 21-30 anos

☐ Entre 31-40 anos

☐ Acima de 40 anos

☐ Não utiliza agrotóxicos

12. Qual a frequência de utilização dos agrotóxicos?

☐ Mais de uma vez ao dia

☐ Uma vez ao dia

☐ Entre duas a três vezes por semana

☐ Uma vez por semana

☐ Uma vez a cada quinze dias

☐ Uma vez por mês

☐ Não utiliza agrotóxicos

13. Por quanto tempo, em um dia, o(a) senhor(a) executa a atividade de aplicação de agrotóxicos?

☐ Menos de 15 minutos

☐ Entre 15-30 minutos

☐ Entre 30-45 minutos

☐ Entre 45-60 minutos

☐ Acima de 60 minutos

☐ Não utiliza agrotóxicos

14. Qual o horário em que o(a) senhor(a) costuma pulverizar o agrotóxico?

☐ Início da manhã

☐ Manhã

☐ Tarde

☐ Final da tarde

☐ Não utiliza agrotóxicos

15. Como o(a) senhor(a) armazena os agrotóxicos?

☐ Sala exclusiva no trabalho

☐ Sala com outras finalidades no trabalho

☐ Em casa

☐ Não utiliza agrotóxicos

☐ Outro local:

16. O(a) senhor(a) já recebeu algum tipo de treinamento para preparação da calda de agrotóxicos e/ou utilização deste produto na lavoura?

☐ Sim, de maneira informal

☐ Sim, de maneira formal

☐ Não

17. O(a) senhor(a) já recebeu algum tipo de orientação técnica sobre o manejo e os tratos culturais em sua lavoura?

☐ Sim

☐ Não

18. Qual o tipo de equipamento o(a) senhor(a) utiliza para aplicar o agrotóxico?

☐ Pulverizador costal

☐ Pulverizador estático

☐ Aeronave/drone

☐ Outro equipamento:

☐ Não utiliza agrotóxicos

19. O(a) senhor(a) utiliza Equipamento de Proteção Individual (EPI) ao aplicar os agrotóxicos?

☐ Sim

☐ Não

☐ Às vezes

☐ Não utiliza agrotóxicos

20. O que acontece com a roupa com a qual o(a) senhor(a) aplica agrotóxicos?

- () É lavada em um local para essa função específica
 () É lavada junto com as outras roupas
 () É novamente utilizada sem lavagem
 () Outro: _____
 () Não utiliza agrotóxicos

21. Onde o(a) senhor(a) adquire os agrotóxicos que utiliza?

- () Casa de revenda agropecuária
 () Engenheiro agrônomo
 () Revendedor
 () Outro: _____
 () Não utiliza agrotóxicos

22. Para efetuar a compra, o(a) senhor(a) apresenta receituário agrônomo?

- () Sim
 () Não
 () Não utiliza agrotóxicos

23. Quais produtos agrotóxicos o(a) senhor(a) utiliza em sua propriedade?

1. _____
2. _____
3. _____
4. _____
5. _____

24. Quanto tempo após a aplicação dos agrotóxicos na lavoura, o(a) senhor(a) realiza a colheita?

- () Menos que 1 dia
 () Entre 1-2 dias
 () Entre 3-4 dias
 () Entre 4-6 dias
 () Entre 6-8 dias
 () Entre 8-10 dias
 () Entre 10-15 dias
 () Acima de 15 dias

25. O que o(a) senhor(a) faz com as embalagens vazias dos agrotóxicos?

- () Reutiliza no campo ou em sua residência

() Joga no lixo comum

() Deixa no campo

() Queima

() Enterra

() Devolve na revenda

() Outro: _____

() Não utiliza agrotóxicos

INFORMAÇÕES SOBRE O CULTIVO:

26. Qual o tamanho da propriedade em que realiza suas atividades agrícolas?

- () Abaixo de 0,5 hectare
 () Entre 0,5-1,0 hectare
 () Entre 1,0-1,5 hectare
 () Entre 1,5-2,0 hectares
 () Entre 2,0-2,5 hectares
 () Entre 2,5-3,0 hectares
 () Acima de 3,0 hectares

27. Quais as culturas que o(a) senhor(a) cultiva?

- () Alface
 () Coentro
 () Cebolinha
 () Outro: _____

28. Qual o destino final de sua produção agrícola?

- () CEASA
 () CEAVI
 () Atravessadores
 () Mercados/supermercados
 () Venda direta ao consumidor final
 () Outro: _____

29. A sua produção é de cunho familiar?

- () Sim
 () Não

30. Qual a fonte de água que o(a) senhor(a) utiliza para irrigação da lavoura?

- () Poço subterrâneo de bombeamento
 () Rio Natuba
 () Água encanada (Compesa)
 () Outros:

APÊNDICE B – MODELO DE TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO (TCLE)

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO – UFPE
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS – CTG
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL – PPGE

TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO

(PARA MAIORES DE 18 ANOS OU EMANCIPADOS)

Convidamos o (a) Sr. (a) para participar como voluntário (a) da pesquisa _____, que está sob a responsabilidade do (a) pesquisador (a) Jonathas Gomes de Carvalho Marques, endereço: _____, telefone _____, e-mail _____, para contato do pesquisador responsável (inclusive ligações a cobrar).

Também participam desta pesquisa a pesquisadora: Marília Regina Costa Castro Lyra, Telefones para contato: _____ e está sob a orientação de: Suzana Maria Gico Lima Montenegro, Telefone: _____, e-mail _____.

Todas as suas dúvidas podem ser esclarecidas com o responsável por esta pesquisa. Apenas quando todos os esclarecimentos forem dados e você concorde com a realização do estudo, pedimos que rubrique as folhas e assine ao final deste documento, que está em duas vias. Uma via lhe será entregue e a outra ficará com o pesquisador responsável.

O (a) senhor (a) estará livre para decidir participar ou recusar-se. Caso não aceite participar, não haverá nenhum problema, desistir é um direito seu, bem como será possível retirar o consentimento em qualquer fase da pesquisa, também sem nenhuma penalidade.

INFORMAÇÕES SOBRE A PESQUISA:

- **Descrição da pesquisa e esclarecimento da participação:** A pesquisa tem como objetivo geral estimar os impactos ambientais advindos do uso dos agrotóxicos e, de forma mais específica por meio do questionário proposto, identificar qual o perfil social e econômico dos produtores rurais de Natuba e a forma com que manejam os agrotóxicos em suas lavouras. Sua participação consistirá em responder entrevista através de questionário, a respeito de algumas informações sócio-econômicas suas e do modo com que executa suas atividades agrícolas, com previsão de duração de cerca de 20-25 minutos, a ser realizado presencialmente na propriedade rural em que trabalha.
- **RISCOS:** O preenchimento deste questionário pode expor os participantes ao risco de desconforto e cansaço, além de possível constrangimento frente a algum questionamento acerca de informações pessoais. Nesses casos, ressaltamos que há possibilidade de pausar o questionário e voltar posteriormente, em caso de cansaço e fadiga, e deixamos claro que os dados coletados por meio do questionário serão mantidos em total sigilo.
- **BENEFÍCIOS diretos/indiretos** para os voluntários: Este TCLE não identifica benefícios diretos para os participantes, mas sim indiretos. As informações coletadas por meio do questionário permitirão diagnosticar os produtores rurais de Natuba no que se refere ao modo de manejo com os agrotóxicos, permitindo que os dados sejam acessados por órgãos e associações que tenham interesse na matéria e culminem com melhoria nos processos de cultivo para os agricultores locais. Além disso, as informações geradas beneficiarão novas pesquisas por meio do avanço na temática em estudo.

Esclarecemos que os participantes dessa pesquisa têm plena liberdade de se recusar a participar do estudo e que esta decisão não acarretará penalização por parte dos pesquisadores. Todas as informações desta pesquisa serão confidenciais e serão divulgadas apenas em eventos ou publicações científicas, não havendo identificação dos voluntários, a não ser entre os responsáveis pelo estudo, sendo assegurado o sigilo sobre a sua participação. Os dados coletados nesta pesquisa (questionários), ficarão armazenados em computador pessoal, sob a responsabilidade do pesquisador, no endereço acima informado, pelo período de mínimo 5 anos após o término da pesquisa.

Nada lhe será pago e nem será cobrado para participar desta pesquisa, pois a aceitação é voluntária, mas fica também garantida a indenização em casos de danos, comprovadamente decorrentes da participação na pesquisa, conforme decisão judicial ou extra-judicial. Se houver necessidade, as despesas para a sua participação serão assumidas pelos pesquisadores (ressarcimento de transporte e alimentação).

Em caso de dúvidas relacionadas aos aspectos éticos deste estudo, o (a) senhor (a) poderá consultar o Comitê de Ética em Pesquisa Envolvendo Seres Humanos da UFPE no endereço: **(Avenida da Engenharia s/n – 1º Andar, sala 4 - Cidade Universitária, Recife-PE, CEP: 50740-600, Tel.: (81) 2126.8588 – e-mail: cephumanos.ufpe@ufpe.br).**

(assinatura do pesquisador)

CONSENTIMENTO DA PARTICIPAÇÃO DA PESSOA COMO VOLUNTÁRIO (A)

Eu, _____, CPF _____, abaixo assinado, após a leitura (ou a escuta da leitura) deste documento e de ter tido a oportunidade de conversar e ter esclarecido as minhas dúvidas com o pesquisador responsável, concordo em participar do estudo _____, como voluntário(a). Fui devidamente informado (a) e esclarecido (a) pelo(a) pesquisador (a) sobre a pesquisa, os procedimentos nela envolvidos, assim como os possíveis riscos e benefícios decorrentes de minha participação. Foi-me garantido que posso retirar o meu consentimento a qualquer momento, sem que isto leve a qualquer penalidade.

Local e data _____

Assinatura do participante: _____

Impressão
digital
(opcional)

Presenciamos a solicitação de consentimento, esclarecimentos sobre a pesquisa e o aceite do voluntário em participar. (02 testemunhas não ligadas à equipe de pesquisadores):

Nome:	Nome:
Assinatura:	Assinatura:

ANEXO A – LISTA DOS COMPOSTOS ANALISADOS NA MATRIZ ÁGUA

Alacloro	Delta-Aletrina
Aldrin	Delta-HCH
Dieldrin	Deltametrina
Ametrina	Dicofol
Atrazina	Dissulfotom
Ciproconazol	Endossulfam-Sulfato
gamma-Clordano	Endrin
Clorotalonil	Esfenvalerato
Clorpirifós	Etiona
Clorpirifós-oxon	Etofenproxi
DDT	Fenitrotona
DDE	Fenpropatrina (Danitol)
DDD	Fentiona
Difenoconazol	Fentoato
Dimetoato	Fenvalerato
Epoxiconazol	Folpete
Fipronil	Imidan (Fosmete)
Flutriafol	Heptacloro
Lindano (Gama HCH)	Heptacloro Epóxido
Malationa	Lactofem
Metamidofós	Lambda-Cialotrina
Acefato	Malaoxona
Metolacloro	Metamitrona
Metribuzim	Metidationa
Profenofós	Metóxicloro
Simazina	Mirex
Tebuconazol	Oxifluorfem
Terbufós	Paraoxona Etílica
Trifluralina	Paraoxona Metílica
Acetocloro	Paration
alfa-Clordano	Parationa-Metilica
Alfa-Endossulfam	Pendimentalina
Alfa-HCH	Pentacloroanisol
Azinfós Etílico	Permetrina
Azinfós Metílico	Picoxistrobina
Azoxistrobina	Piraclostrobina
Beta-Endossulfam	Pirimetanil
Beta-HCH	Pirimifós-Metílico
Bifentrina	Piriproxifem
Bioaletrina	Procimidona
Boscalida	Propanil
Captana	Tetraconazol
Carfentrazona Etílica	Trans-Nonacloro
Cipermetrina	Triazofós
Clorfenvinfós	Triciclazol
Cresoxim Metílico	Trifloxistrobina

ANEXO B – LISTA DOS COMPOSTOS ANALISADOS NAS MATRIZES SOLO E HORTALIÇA

1-(3,4-Dichlorophenyl)-urea	Boscalid	Clodinafop-propargyl
1-naphthalene acetamid	Bromacil	Clofentezine
2,4-D	Bromophos ethyl	Clomazone
2,6-Dichlorobenzamide	Bromophos methyl	Clopyralid
3,4,5-Trimethacarb	Bromopropylate	Cloransulam-methyl
Abamectin	Bromuconazole	Clothianidin
Acephate	BTS 44595	Coumaphos
Acetamiprid	BTS 44596	Cumyruron
Acetochlor	Bupirimate	Cyanazine
Acibenzolar-S-methyl	Buprofezin	Cyanofenphos
Aclonifen	Butachlor	Cyanophos
Acrinathrin	Butocarboxim	Cyantraniliprole
Alachlor	Butylate	Cyazofamid
Aldicarb	Cadusafos	Cycloate
Aldicarb sulfone	Carbaryl	Cycloxydin
Aldicarb sulfoxide	Carbendazim	Cyflufenamid
Aldrin	Carbetamide	Cyflutrin (1,2,3,4)
Allethrin (Bioalletrin)	Carbofuran	Cyhexatin
Alloxydim	Carbofuran-3-hydroxy	Cymoxanil
Ametryn	Carbophenothion	Cypermethrin (1,2,3,4)
Amidosulfuron	Carbosulfan	Cyproconazole
Aminocarb	Carboxin	Cyprodinil
Aminopyralid	Carfentrazone ethyl	Cyromazine
Anilazine	Carpropamid	Daimuron
Aspon	Chinomethionate	Daminozide
Asulam	Chlorantraniliprole	Dazomet
Atrazine	Chlorbromuron	DDD- o,p'
Atrazine desethyl	Chlordane alfa	DDD- p,p'
Atrazine desisopropyl	Chlordane gama	DDE-o,p'
Azaconazole	Chlordimeform	DDE-p,p'
Azadirachtin A	Chlorfenapyr	DDT-o,p'
Azamethiophos	Chlorfenvinphos	DDT-p,p'
Azinphos ethyl	Chlorfluazuron	DEET
Azinphos methyl	Chloridazon	Deltamethrin
Azoxystrobin	Chlorimuron ethyl	Demeton-S-methyl
Benalaxyl	Chlorothalonil	Demeton-S-methyl sulfone
Bendiocarb	Chloroxuron	Desmedipham
Bensulfuron methyl	Chlorpropham	Desmetryn
Bentazone	Chlorpyrifos	Diafenthiuron
BenthiavalicarB isopropyl	Chlorpyrifos methyl	Dialifos
Benzovindiflupyr	Chlorsulfuron	Diazinon
Benzoximate	Chlorthiamid	Dichlofention
Bifenazate	Chlorthiophos	Dichlofluanid
Bifenthrin	Chlortoluron	Dichlorvos
Bitertanol	Cinosulfuron	Diclofop methyl
	Clethodim	

Dicloran	Ethoprophos	Flucythrinate
Dicrotophos	Ethoxyquin	Fludioxonil
Dieldrin	Ethoxysulfuron	Flufenacet
Diethofencarb	Etobenzamid	Flufenoxuron
Difenoconazole (1,2)	Etofenprox	Flumetralin
Difenoxuron	Etoxazole	Flumetsulam
Diflubenzuron	Etrimfos	Flumioxazin
Diiflufenican	Famoxadone	Fluomethuron
Dimefuron	Fenamidone	Fluopicolide
Dimethachlon	Fenamiphos	Fluopyram
Dimethenamid	Fenamiphos sulfone	Fluoroglycofen ethyl
Dimethoate	Fenamiphos sulfoxide	Fluoxastrobin
Dimethomorph	Fenarimol	Flupyradifurone
Dimoxystrobin	Fenazaquin	Fluquinconazole
Diniconazole	Fenbuconazole	Fluroxypyr
Dinitramine	Fenbutatin oxide	Fluroxypyr meptyl ester
Dinoseb	Fenchlorphos	Flusilazole
Dinotefuran	Fenchlorphos oxon	Flusulfamide
Dioxacarb	Fenhexamid	Fluthiacet methyl
Dioxathion	Fenitrothion	Flutolanil
Disulfoton sulfoxide	Fenobucarb	Flutriafol
Disulfoton-sulfone	Fenoprop	Fluvalinate
Diuron	Fenoxaprop-P-ethyl	Fluxapyroxade
DMSA	Fenoxycarb	Fomesafen
DMST	Fenpiclonil	Fonofos
DNOC	Fenpropathrin	Foramsulfuron
Dodemorph	Fenpropidin	Forchlorfenuron
Dodine	Fenpropimorph	Formetanate
Doramectin	Fenpyroximat	hydrochloride
Edifenphos	Fensulfothion	Fosthiazate
Emamectin	Fensulfothion oxon	Fuberidazole
Endosulfan alfa	Fenthion	Furalaxyl
Endosulfan beta	Fenthion oxon	Furathiocarb
Endosulfan sulfate	Fenthion oxonsulfone	Halofenozide
Endrin	Fenthion oxonsulfoxide	Halosulfuron methyl
EPN	Fenthion sulfone	Haloxypop
Epoxiconazole	Fenthion-sulfoxide	Haloxypop-R-methyl
Eprinomectin	Fentin	HCB
EPTC	Fenuron	(Hexachlorobenzene)
Esfenvarelate	Fenvarelate	HCH, alpha
Esprocarb	Fipronil	HCH, beta
Etaconazole	Flamprop-isopropyl	HCH, delta
Ethidimuron	Flamprop-methyl	Heptachlor
Ethiofencarb	Flazasulfuron	Heptachlor epoxide
Ethiofencarb sulfone	Flonicamid	Heptenophos
Ethiofencarb sulfoxide	Florpyrauxifen benzyl	Hexaconazole
Ethion	Fluazifop-P	Hexaflumuron
Ethiprole	Fluazifop-P-butyl	Hexazinone
Ethirimol	Fluazinam	Hexythiazox
Ethofumesate	Flubendiamide	Imazalil

Imazamox	Methidathion	Phenthoate
Imazapic	Methiocarb	Phorate
Imazapyr	Methiocarb sulfone	Phorate sulfone
Imazaquin	Methiocarb sulfoxide	Phorate sulfoxide
Imazethapyr (BfR)	Methomyl	Phosalone
Imazosulfuron	Methoprotryne	Phosmet
Imibenconazole	Methoxyfenozide	Phosphamidon
Imidacloprid	Metobromuron	Phospholan
Indaziflam	Metolachlor	Phoxim
Indoxacarb	Metosulam	Picoxystrobin
Ioxynil (BfR)	Metoxuron	Piperonyl butoxide
Iprodione	Metrafenone	Pirimicarb
Iprovalicarb	Metribuzin	Pirimiphos-ethyl
Isazophos	Metsulfuron methyl	Pirimiphos-methyl
Isocarbamid	Mevinphos (cis and trans)	Prallethrin
Isocarbophos	Mirex	Prochloraz (sum)
Isofenphos	Molinate	Procymidone
Isoprocab	Monocrotophos	Profenofos
Isoprothiolone	Monolinuron	Profoxydim P1
Isoproturon	Monuron	Promecarb
Isoxaflutole	Moxidectin	Prometon
Isoxathion	Myclobutanil	Prometryn
Ivermectin	Naled	Propachlor
Karbutilate	Napropamide	Propamocarb
Kresoxim methyl	Neburon	Propanil
Lactofen	Nicosulfuron	Propargite
Lambda cyhalothrin	Nitenpyram	Propazine
Leptophos	Norflurazon	Propetamphos
Lindane (HCH, gama)	Novaluron	Propiconazole
Linuron	Noviflumuron	Propoxur
Lufenuron	Nuarimol	Propyzamide-Pronamide
Malaoxon	Ofurace	Proquinazid
Malathion	Omethoate	Prosulfuron
Mandipropamid	Oxadixyl	Prothioconazole
MCPA	Oxamyl	Prothiofos
Mecarbam	Oxamyl oxime	Pymetrozine
Mefenacet	Oxasulfuron	Pyraclostrobin
Mepanipyrim	Oxycarboxin	Pyrazophos
Mephosfolan	Oxydemeton-methyl	Pyrazosulfuron ethyl
Mepronil	Oxyfluorfen	Pyridaben
Mesosulfuron-methyl	Paclobutrazol	Pyridaphenthion
Mesotrione	Paraaxon-methyl	Pyridate
Metaflumizone	Parathion	Pyrifenox
Metalaxyl	Parathion-methyl	Pirimethanil
Metamitron	Penconazole	Pyriproxifen
Metconazole	Pencycuron	Quinalphos
Methabenzthiazuron	Pendimethalin	Quinmerac
Methacrifos	Penthiopyrad	Quinoclamine
Methamidophos	Permethrin (cis and trans)	Quinoxifen
Methfuroxam	Phemedipham	Quintozene

Quizalofop	Tebufenpyrad	Thiophanate methyl
Quizalofop-ethyl	Tebutam	Tolclofos methyl
Quizalofop-p-tefuryl	Tebuthiuron	Tolyfluanid
Resmethrin	Teflubenzuron	Triadimefon
Rimsulfuron	Temephos	Triadimenol
Rotenone	Tepraloxydim	Triasulfuron
Saflufenacil	Terbufos	Triazophos
Sebuthylazin	Terbufos-sulfone	Trichlorfon
Siduron	Terbufos-sulfoxide	Tricyclazole
Simazine	Terbumeton	Tridemorph
Simetryn	Terbuthylazine	Trifloxystrobin
Spinetoram	Terbutryn	Trifloxysulfuron
Spinosad	Tetrachlorvinphos	Triflumizole
Spirodiclofen	Tetraconazole	Triflumizole Metabolite
Spiromesifem	Tetradifon	Triflumuron
Spirotetramat	Tetramethrin	Trifluralin
Spiroxamine	Thiabendazole	Triflusulfuron-methyl
Sulfentrazone	Thiacloprid	Triforine
Sulfloxaflor	Thiamethoxam	Trinexapac ethyl
Sulfluramid	Thidiazuron	Triticonazole
Sulfometuron-methyl	Thifensulfuron methyl	Uniconazole
Sulfosulfuron	Thiobencarb	Vamidothion
Sulfotep	Thiodicarb	Vinclozolin
Sulprofos	Thiofanox	Zoxamide
Tebuconazole	Thiofanox sulfone	
Tebufenozide	Thiofanox sulfoxide	

ANEXO C – LISTA DOS COMPOSTOS ANALISADOS NA MATRIZ SEDIMENTO

4,4 DDT	PCB52
4,4`-DDD	Pendimethalin
4,4`-DDE	Permethrin
a BHC	Prometon
a-Chlordane	Prometryne
Aldrin	Propazine
Ametryn	Secbumeton
Atraton	Simazine
Atrazine	Simetryn
b BHC	Tefluthrin
BDE 153	Terbutylazine
BDE 154	Terbutryn
BDE 47	Trans-Nonachlor
BDE 99	
BDE100	
BDE183	
BDE28	
Bifenthrin	
Chorpyriphos	
cis-Nonachlor	
Cypermethrin	
Cytluthrin	
d BHC	
Deltamethrin	
Dichloran	
Dieldrin	
Endosulfan I +	
Endosulfan II+	
Endosulfan sulfate	
Endrin	
Endrin aldehyde	
Endrin ketone	
Fenvalerate	
g BHC	
g-Chlordane	
Heptachlor	
Heptachlor epoxide	
L-Cyhalothrin	
Malationa	
Methoxychlor	
Metil paration	
PCB101	
PCB118	
PCB138	
PCB153	
PCB180	
PCB28	