



**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO  
DE MESQUITA FILHO”  
FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
Campus de Presidente Prudente**

**EDMILER JOSÉ SILVA DEGRANDE**

**VULNERABILIDADE À CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR  
AGROTÓXICOS NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS  
AGUAPEÍ E PEIXE- SP: UMA ANÁLISE ASSOCIADA A EXPANSÃO  
DA CANA-DE-AÇÚCAR**



Presidente Prudente- SP  
2023

EDMILER JOSÉ SILVA DEGRANDE

**VULNERABILIDADE À CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR  
AGROTÓXICOS NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS  
AGUAPEÍ E PEIXE- SP: UMA ANÁLISE ASSOCIADA A EXPANSÃO  
DA CANA-DE-AÇÚCAR**

Tese de Doutorado apresentada ao Conselho do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Estadual “Júlio de Mesquita Filho”, campus de Presidente Prudente.

**Orientador:** Dr. Paulo Cesar Rocha.

Presidente Prudente- SP  
2023

## FICHA CATALOGRÁFICA

D321v

Degrande, Edmiler José Silva

VULNERABILIDADE À CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR  
AGROTÓXICOS NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS AGUAPEÍ E PEIXE-  
SP: UMA ANÁLISE ASSOCIADA A EXPANSÃO DA CANA-DE-AÇÚCAR /

Edmiler José Silva Degrande. -- Presidente Prudente, 2023

260 p.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências e  
Tecnologia, Presidente Prudente

Orientador: Paulo Cesar Rocha

1. Expansão canavieira. 2. Conectividade hidrológica. 3. Processos erosivos. 4.  
Agrotóxicos. 5. Vulnerabilidade ambiental. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências e Tecnologia,  
Presidente Prudente. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: "Vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe-SP: uma análise associada a expansão da cana-de-açúcar"

**AUTOR: EDMILER JOSÉ SILVA DEGRANDE**

**ORIENTADOR: PAULO CESAR ROCHA**

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Geografia, área: Produção do Espaço Geográfico pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. PAULO CESAR ROCHA (Participação Virtual)

Departamento de Geografia / Faculdade de Ciências e Tecnologia de Presidente Prudente - FCT/Unesp



Documento assinado digitalmente

PAULO CESAR ROCHA

Data: 12/01/2024 15:39:44-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. CARLOS ALEXANDRE LEÃO BORDALO (Participação Virtual)

Faculdade de Geografia e Cartografia / Universidade Federal do Pará - UFPA



Documento assinado digitalmente

CARLOS ALEXANDRE LEAO BORDALO

Data: 02/01/2024 10:13:42-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. JOSÉ PAULO PECCININI PINESE (Participação Virtual)

Departamento de Geografia / Universidade Estadual de Londrina-PR - UEL



Documento assinado digitalmente

ISABEL CRISTINA MOROZ CACCIA GOUVEIA

Data: 02/01/2024 23:33:58-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. ISABEL CRISTINA MOROZ CACCIA GOUVEIA (Participação Virtual)

Departamento de Geografia / Faculdade de Ciências e Tecnologia de Presidente Prudente - FCT/Unesp

Profa. Dra. RENATA RIBEIRO DE ARAÚJO (Participação Virtual)

Departamento de Planejamento, Urbanismo e Ambiente / Faculdade de Ciências e Tecnologia de Presidente Prudente - FCT/Unesp



Documento assinado digitalmente

RENATA RIBEIRO DE ARAUJO

Data: 02/01/2024 12:22:06-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Presidente Prudente, 19 de dezembro de 2023

*Dedico*

*A Deus*

*Pela certeza de que eras Tu quem  
me conduzia, quando eu já não  
tinha mais por onde caminhar.*

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por estar comigo em todos os momentos da minha vida, especialmente ao longo do doutorado, marcado pelo contexto pandêmico (COVID 19) e de muitas incertezas.

À minha família por todo apoio durante este período, em especial, aos meus pais Jaime e Ivete, às minhas irmãs Amanda e Jaíny, aos meus sogros Gilberto e Roseli e minha esposa Deize, a qual sempre tem me auxiliado nos momentos mais difíceis desta jornada.

Aqueles que se foram durante esta trajetória acadêmica, ao meu avô Alberico Gaspar da Silva (*in memoriam*) com quem pude aprender até nos últimos momentos de sua vida e a minha tia Claudete Gaspar da Silva (*in memoriam*), com quem compartilhei momentos de muitas alegrias.

Ao meu orientador, Dr. Paulo Cesar Rocha, pela orientação, paciência e confiança ao longo do doutorado.

Aos professores do Departamento de Pós-Graduação em Geografia FCT/ Unesp, com quem pude adquirir conhecimento e experiência durante as disciplinas.

Às professoras Dr<sup>a</sup>. Isabel Cristina Moroz- Caccia Gouveia e Dr<sup>a</sup>. Renata Ribeiro de Araújo, pelos valiosos apontamentos durante a banca de qualificação, contribuindo para o melhor desenvolvimento deste trabalho.

Aos professores Dr. Carlos Alexandre Leão Bordalo, Dr. José Paulo Peccinini Pinese, Dr<sup>a</sup>. Isabel Cristina Moroz- Caccia Gouveia e Dr<sup>a</sup>. Renata Ribeiro de Araújo e pelo aceite em participarem da banca de doutorado.

Aos colegas do Laboratório de Geologia, Geomorfologia e Recursos Hídricos (Labgeo), com os quais pude contar em várias etapas deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico- CNPQ, pelo financiamento desta pesquisa.

Por fim, agradeço a todos que de alguma forma fizeram parte de mais esta etapa.

A todos vocês, muito obrigado!

## RESUMO

Os estudos ambientais têm ganhado maior atenção especialmente a partir da década de 1980, com o desenvolvimento do conceito de sustentabilidade, como resposta a intensificação de uma relação sociedade-natureza de modo cada vez mais predatória. Dentro das ciências geomorfológicas, as pesquisas ambientais considerando a sociedade como agentes modificadores do relevo também tem se destacado, cumprindo assim uma exigência das pesquisas ambientais atuais com uma abordagem holística dos temas. Neste contexto, este trabalho visa analisar a vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos utilizados na cultura canavieira, nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe, partindo da interrelação entre a conectividade hidrológica dada pelo escoamento superficial, os processos erosivos laminares, os índices de apropriação das subbacias hidrográficas e pressão direta de seus canais de drenagem pela cana-de-açúcar, bem como o uso de agrotóxicos. Considerou-se como escala temporal os anos de 2002, 2007, 2013, 2017 e 2019. Os procedimentos metodológicos contaram com o levantamento bibliográfico, elaboração do material cartográfico e trabalhos de campo, abarcando o alto, médio e baixo curso das bacias hidrográficas. A expansão canavieira na área de estudo foi analisada por meio de dados obtidos do Mapbiomas (2020); os índices de apropriação das subbacias hidrográficas (IABH) e de pressão direta de seus canais de drenagem (IPDCD) se embasaram em Rocha (2017); já para a quantificação da utilização de agrotóxicos, foi possível pela aquisição de dados de Pignati, Oliveira e Silva (2014). Quanto aos produtos relacionados ao escoamento superficial se realizou pela aplicação do método *Curve Number* (CN), enquanto o mapeamento da erosão laminar se fez com base na Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS). Os resultados demonstraram que houve o crescimento exponencial da monocultura canavieira na área de estudo, repercutindo claramente sobre os índices de apropriação e pressão, assim como no uso de agrotóxicos e a conseqüente contaminação da água e sedimentos. Por conseguinte, a vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos apresentou evolução em áreas associadas as classes Forte e Muito forte. Deste modo, espera-se que esta pesquisa possa auxiliar no planejamento ambiental da área de estudo como também a outros trabalhos que visem a análise ambiental.

**PALAVRAS- CHAVE:** UGRHI- 20 e 21. Expansão canavieira. Conectividade hidrológica. Processos erosivos. Agrotóxicos. Vulnerabilidade ambiental.

## ABSTRACT

Environmental studies have gained greater attention especially since the 1980s, with the development of the concept of sustainable development, as a response to the intensification of a society-nature relationship in an increasingly predatory manner. Within geomorphological sciences, environmental research considering man as one of the relief-modifying agents has also stood out, thus fulfilling a requirement of current environmental research with a holistic approach to topics. In this context, this work aims to analyze the vulnerability to environmental contamination by pesticides used in sugarcane cultivation, in the hydrographic basins of the Aguapeí and Peixe rivers, starting from the interrelationship between the hydrological connectivity given by surface runoff, the laminar erosive processes, the appropriation rates of sub-watersheds and pressure from their drainage channels by sugar cane, as well as the use of pesticides. The years 2002, 2007, 2013, 2017 and 2019 were considered as time scales. The methodological procedures included bibliographical research, preparation of cartographic material and fieldwork, covering the upper, middle and lower reaches of the river basins. Sugarcane expansion in the study area was analyzed using data obtained from Mapbiomas (2020); the appropriation indices of the hydrographic subbasins (IABH) and the pressure of their drainage channels (IPCD) were based on Rocha (2017); As for quantifying the use of pesticides, it was possible to acquire data from Pignati, Oliveira and Silva (2014). Regarding products related to surface runoff, it was carried out by applying the *Curve Number* (CN) method, while laminar erosion mapping was carried out based on the Universal Soil Loss Equation (EUPS). The results demonstrated that there was exponential growth in sugarcane monoculture in the study area, clearly affecting the appropriation and pressure rates, as well as the use of pesticides and the consequent contamination of water and sediments. Therefore, vulnerability to environmental contamination by pesticides has evolved in areas associated with the Strong and Very Strong classes. Therefore, it is expected that this research can assist in the environmental planning of the study area as well as other work aimed at environmental analysis.

**KEYWORDS:** UGRHIs 20 e 21. Sugarcane expansion. Hydrological connectivity. Erosive processes. Pesticides. Environmental vulnerability.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 01-</b> Localização das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe- SP.....	23
<b>Figura 02-</b> Dinâmica do agrotóxico no ambiente.....	35
<b>Figura 03-</b> Exemplos de processos de (des) conectividades entre os compartimentos de uma bacia hidrográfica.....	41
<b>Figura 04-</b> Erosão por <i>splash</i> ou salpicamento.....	45
<b>Figura 05-</b> Compartimentos das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	61
<b>Figura 06-</b> Subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	62
<b>Figura 07-</b> Intersecção entre canais de drenagem e a cana- de- açúcar.....	66
<b>Figura 08-</b> Etapas para a elaboração do mapa de estimativa à contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	83
<b>Figura 09-</b> Etapas para a elaboração do mapa de estimativa à contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados nas subbacias hidrográficas.....	86
<b>Figura 10-</b> Etapas para a elaboração do mapa de vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana- de- açúcar.....	89
<b>Figura 11-</b> Etapas para a elaboração do mapa vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão direta de seus canais de drenagem pela cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas.....	92
<b>Figura 12-</b> Localização dos pontos referentes aos trabalhos de campo.....	94
<b>Figura 13-</b> Geologia das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	97
<b>Figura 14-</b> Afloramento basáltico na calha do rio Aguapeí- Salmourão-SP.....	99
<b>Figura 15-</b> Afloramento da Formação Marília em área de interflúvio entre as bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	101
<b>Figura 16-</b> Mapa geomorfológico do estado de São Paulo.....	102
<b>Figura 17-</b> Hipsometria das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	104
<b>Figura 18-</b> Declividade nas bacias hidrográficas do rio Aguapeí e Peixe.....	106
<b>Figura 19-</b> Atuação das massas de ar que influenciam o clima no Oeste Paulista.....	108
<b>Figura 20-</b> Tipos de solos nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	110
<b>Figura 21-</b> Mapa do estado de São Paulo no início do século XX.....	114
<b>Figura 22-</b> Uso e Cobertura da terra nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	116
<b>Figura 23-</b> Expansão alcooleira no oeste de São Paulo de acordo com o PRÓOESTE (1980).....	122

<b>Figura 24-</b> Implantação das usinas sucroalcooleiras nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	127
<b>Figura 25-</b> Usina sucroalcooleira instalada no médio curso da bacia hidrográfica do rio Aguapeí.....	128
<b>Figura 26-</b> Expansão da cana- de- açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.	130
<b>Figura 27-</b> Cana- de- açúcar no baixo curso do rio Aguapeí.....	133
<b>Figura 28-</b> Índice de apropriação das subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe pela cana- de- açúcar.....	137
<b>Figura 29-</b> Áreas em avançado estágio de apropriação pela cana- de- açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí (A) e Peixe (B) .....	139
<b>Figura 30-</b> Índice de Pressão Direta dos canais de drenagem nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	140
<b>Figura 31-</b> Análise da pressão direta ao canal de drenagem pela cana- de- açúcar em um afluente do ribeirão São Bento por meio de perfis transversais.....	143
<b>Figura 32-</b> Uso de agrotóxicos (por ano) nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	145
<b>Figura 33-</b> Número de agrotóxicos proibidos no Brasil encontrados na água para consumo humano entre os municípios das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	148
<b>Figura 34-</b> Grupos hidrológicos de solos nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.	151
<b>Figura 35-</b> Complexo hidrológico solo- vegetação na bacia hidrográfica do rio Aguapeí.....	154
<b>Figura 36-</b> Complexo hidrológico solo- vegetação na bacia hidrográfica do rio do Peixe.....	155
<b>Figura 37-</b> Valores de <i>Curve Number</i> nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	157
<b>Figura 38-</b> Capacidade máxima de infiltração nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	161
<b>Figura 39-</b> Média anual da série histórica do volume de chuva nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	165
<b>Figura 40-</b> Estimativa de escoamento superficial nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	167
<b>Figura 41-</b> Estimativa de escoamento superficial (anual) em áreas com cana- de- açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	171
<b>Figura 42-</b> Erosividade nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	175
<b>Figura 43-</b> Erodibilidade dos solos nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	178
<b>Figura 44-</b> Distribuição de erosões lineares entre as áreas rurais e urbanas nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	180

<b>Figura 45-</b> Identificação de voçorocas nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí (A) e Peixe (B).....	182
<b>Figura 46 -</b> Fator topográfico (LS) nas bacias hidrográficas dos rios Aguapei e Peixe.....	184
<b>Figura 47-</b> Estimativa de perdas de solos por erosão laminar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	190
<b>Figura 48-</b> Estimativa de sedimentos exportados por erosão laminar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	193
<b>Figura 49-</b> Estimativa de sedimentos exportados por erosão laminar em áreas com cana- de- açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	196
<b>Figura 50-</b> Área com intensa exportação de sedimentos situada no baixo curso da bacia hidrográfica do rio do Peixe.....	199
<b>Figura 51-</b> Estimativa à contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial, nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	202
<b>Figura 52-</b> Estimativa à contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados, nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	206
<b>Figura 53-</b> Vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de apropriação das subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe pela cana- de- açúcar.....	213
<b>Figura 54-</b> Vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	215

## LISTA DE GRÁFICOS

<b>Gráfico 01-</b> Consumo mundial de ingredientes ativos dos agrotóxicos (2000-2018) .....	28
<b>Gráfico 02-</b> Evolução da venda de ingredientes ativos de agrotóxicos no Brasil.....	31
<b>Gráfico 03-</b> Distribuição percentual de classes geológicas nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	98
<b>Gráfico 04-</b> Distribuição percentual das classes hipsométricas nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	104
<b>Gráfico 05-</b> Distribuição percentual das classes de declividades nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	107
<b>Gráfico 06-</b> Distribuição percentual dos tipos de solos nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	111
<b>Gráfico 07-</b> Uso e cobertura da terra nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe (2002-2019) .....	117
<b>Gráfico 08-</b> Área com cana- de- açúcar no estado de São Paulo e Oeste Paulista (2000-2019) .....	125
<b>Gráfico 09-</b> Evolução da cana- de- açúcar nas bacias dos rios Aguapeí e Peixe (2002-2019) .....	131
<b>Gráfico 10-</b> Índice de apropriação nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe pela cana- de- açúcar.....	138
<b>Gráfico 11-</b> Índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	141
<b>Gráfico 12-</b> Uso de agrotóxicos (litros) nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	146
<b>Gráfico 13-</b> Distribuição de valores de <i>Curve Number</i> nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	158
<b>Gráfico 14-</b> Distribuição da taxa de capacidade máxima de infiltração nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	162
<b>Gráfico 15-</b> Média anual da série histórica do volume de chuva nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	166
<b>Gráfico 16-</b> Distribuição da estimativa de escoamento superficial nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	168
<b>Gráfico 17-</b> Estimativa de escoamento superficial em áreas com cana- de- açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	172

<b>Gráfico 18-</b> Distribuição das classes de erosividade nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	176
<b>Gráfico 19-</b> Distribuição de erosões lineares entre as áreas rurais e urbanas nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	181
<b>Gráfico 20-</b> Classes do fator topográfico (LS) nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe .....	185
<b>Gráfico 21-</b> Estimativa de perdas de solos por erosão laminar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	191
<b>Gráfico 22-</b> Estimativa de sedimentos exportados por erosão laminar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	194
<b>Gráfico 23-</b> Estimativa de sedimentos exportados por erosão laminar em áreas com cana- de- açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	197
<b>Gráfico 24-</b> Estimativa à contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial, nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	203
<b>Gráfico 25-</b> Estimativa à contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	208
<b>Gráfico 26-</b> Vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de apropriação das subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe pela cana- de açúcar.....	214
<b>Gráfico 27-</b> Vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	216

## LISTA DE QUADROS

<b>Quadro 01-</b> Classificação dos principais agrotóxicos de acordo com os grupos químicos e nomes comerciais.....	30
<b>Quadro 02-</b> Reclassificação toxicológica dos agrotóxicos.....	32
<b>Quadro 03-</b> Matriz dos índices de dissecação.....	48
<b>Quadro 04-</b> Informações gerais sobre os mapas elementares.....	55
<b>Quadro 05-</b> Classificação de declividade.....	56
<b>Quadro 06-</b> Datas da aquisição das cenas utilizadas para a realização do mapeamento do uso e cobertura da terra.....	57
<b>Quadro 07-</b> Informações gerais sobre os mapas- resultados.....	58
<b>Quadro 08 -</b> Classes do IABH nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	65
<b>Quadro 09-</b> Classes do IPDCD nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	67
<b>Quadro 10-</b> Classificação do Uso de Agrotóxicos nas Subbacias Hidrográficas.....	69
<b>Quadro 11-</b> Número de agrotóxicos proibidos no Brasil encontrados na água para consumo humano entre os municípios das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	70
<b>Quadro 12-</b> Classificação dos Grupos Hidrológicos de Solos nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	71
<b>Quadro 13-</b> Valores de CN para o complexo hidrológico solo- vegetação nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	73
<b>Quadro 14-</b> Classes de CN nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	73
<b>Quadro 15-</b> Classes de capacidade máxima de infiltração nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	74
<b>Quadro 16-</b> Classes da média de precipitação anual nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	75
<b>Quadro 17-</b> Classes de estimativa de escoamento superficial nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	76
<b>Quadro 18-</b> Classes de estimativa de escoamento superficial em áreas com cana- de- açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	76
<b>Quadro 19-</b> Classes de Erosividade nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	78
<b>Quadro 20-</b> Valores de erodibilidade dos solos nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	79
<b>Quadro 21-</b> Classes do fator topográfico (LS).....	80

<b>Quadro 22-</b> Valores dos fatores C e P.....	80
<b>Quadro 23-</b> Estimativa de perdas de solos por erosão laminar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	81
<b>Quadro 24-</b> Estimativa de sedimentos exportados por erosão laminar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	81
<b>Quadro 25-</b> Estimativa de sedimentos exportados por erosão laminar em áreas com cana-de-açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	81
<b>Quadro 26-</b> Reclassificação do escoamento superficial.....	84
<b>Quadro 27-</b> Reclassificação do uso de agrotóxicos nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	84
<b>Quadro 28-</b> Estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	85
<b>Quadro 29-</b> Reclassificação do mapa de estimativa de sedimentos exportados.....	87
<b>Quadro 30-</b> Estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados nas subbacias hidrográficas.....	88
<b>Quadro 31-</b> Reclassificação do índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana-de-açúcar.....	90
<b>Quadro 32-</b> Vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana-de-açúcar.....	90
<b>Quadro 33-</b> Reclassificação do índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas.....	93
<b>Quadro 34-</b> Vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão dos canais de drenagem pela cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas.....	93
<b>Quadro 35-</b> Informações gerais referentes aos trabalhos de campo.....	95
<b>Quadro 36-</b> Elementos que condicionaram a estimativa a contaminação do escoamento superficial por agrotóxicos utilizados na cultura da cana-de-açúcar, nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	204
<b>Quadro 37-</b> Elementos que condicionaram a estimativa de contaminação dos sedimentos exportados por agrotóxicos nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	208
<b>Quadro 38-</b> Classificação toxicológica e ambiental dos principais agrotóxicos utilizados na monocultura canavieira.....	209
<b>Quadro 39-</b> Potencial de transporte de agrotóxicos utilizados na cana-de-açúcar.....	211

**Quadro 40-** Elementos que condicionaram a vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo aos índices de apropriação das subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe e de pressão direta de seus canais de drenagem pela cana- de- açúcar.....218

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 01-</b> Definição e funcionalidades dos <i>buffers</i> no alto curso da bacia do rio Hunter, SE da Austrália.....	44
<b>Tabela 02-</b> Cálculo do IABH no SIG.....	64
<b>Tabela 03-</b> Cálculo do IPDCD no SIG.....	67
<b>Tabela 04-</b> Cálculo de UASBH no SIG.....	69
<b>Tabela 05-</b> Área com cana- de- açúcar nos compartimentos das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	132
<b>Tabela 06-</b> Área com cana-de-açúcar nas Zonas de Amortecimento dos Parques Estaduais Aguapeí e Peixe.....	134
<b>Tabela 07-</b> Uso de agrotóxicos pela cana- de açúcar entre os compartimentos das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe (em litros) .....	147
<b>Tabela 08-</b> Grupos Hidrológicos de Solos nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	152
<b>Tabela 09-</b> Distribuição das classes de erodibilidade dos solos nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	179
<b>Tabela 10-</b> Distribuição de erosões lineares entre as classes de solos nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	182
<b>Tabela 11-</b> Distribuição dos fatores C e P nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe (2002- 2019) .....	187
<b>Tabela 12-</b> Distribuição das classes de vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos de acordo com o índice de apropriação das subbacias hidrográficas entre os compartimentos.....	220
<b>Tabela 13-</b> Distribuição das classes de vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão direta dos canais de drenagem nas subbacias hidrográficas entre os compartimentos.....	221
<b>Tabela 14-</b> Distribuição da vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos de acordo com o índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana- de- açúcar nas Zonas de Amortecimento dos Parques Estaduais dos rios Aguapeí e Peixe.....	222
<b>Tabela 15-</b> Distribuição da vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão direta aos canais de drenagem das subbacias hidrográficas pela cana- de- açúcar nas Zonas de Amortecimento dos Parques Estaduais dos rios Aguapeí e Peixe.....	223

## LISTA DE SIGLAS

ABH- Área da Bacia Hidrográfica  
Aca- Área da Bacia Apropriada pela Cana  
ANVISA- Agência Nacional de Vigilância Sanitária  
APP- Área de Preservação Permanente  
BDTD- Banco de Teses e Dissertações  
BH- Bacia hidrográfica  
CBH- Comitê de Bacias Hidrográficas  
CESP- Companhia Energética de São Paulo  
CETAS-Centro de Estudos de Educação, Trabalho, Ambiente e Saúde  
CETESB- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo  
CN- *Curve Number*  
CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente  
Ec- Equatorial Continental  
ED- Extensão da Drenagem  
EDCa- Extensão da Drenagem com Cana-de-Açúcar  
EMBRAPA- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
FAO- Food and Agriculture Organization of the United Nations  
GHS- Global Harmonized System of classification and Labelling of Chemicals  
IAA- Instituto do Açúcar e Alcool  
IABH- Índice de Apropriação da Bacia Hidrográfica  
IAC- Instituto Agrônômico de Campinas  
IBAMA- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis  
IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
IN- Instrução Normativa  
INCA- Instituto Nacional de Câncer  
INFAVEO- Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores  
IPCD- Índice de Pressão da Cana-de-Açúcar sobre os Canais de Drenagem  
IPT- Instituto de Pesquisas Tecnológicas  
JKsg- Formação Serra Geral  
Ka- Formação Adamantina  
Kc- Formação Caiuá  
Km- Formação Marília

Ksa- Formação Santo Anastácio  
Labgeo- Laboratório de Geologia, Geomorfologia e Recursos Hídricos  
LMR- Limite Máximo de Resíduos  
MSMA- Metano Arseniato Ácido Monossodico  
OMS- Organização Mundial da Saúde  
Pa- Polar Atlântico  
PEA- Parque Estadual do Aguapeí  
PEP- Parque Estadual do Peixe  
PL- Projeto de Lei  
PMA- Plano de Manejo do Aguapeí  
PNARA- Política Nacional de Redução de Agrotóxicos  
PPGG- Programa de Pós- Graduação em Geografia  
PROCANA- Programa de Expansão Canavieira para a produção de Combustível do Estado de São Paulo  
PROESTE- Plano de Desenvolvimento do Oeste do Estado de São Paulo  
Qa- Depósitos Quaternários  
RDC- Resolução da Diretoria Colegiada  
SBH- Subbacia hidrográfica  
SIMA- Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo  
SISAGUA- Sistema de Informação de Vigilância Sanitária e de Qualidade da Água para Consumo humano  
Ta- Tropical Atlântico  
Tc- Tropical Continental  
UABH- Uso de Agrotóxicos nas Bacias hidrográficas  
UNESP- Universidade Estadual Paulista  
UNICA- União da Indústria de Cana-de-Açúcar  
USALP- Usina da Alta Paulista  
USLE- Universal Soil Loss Equation  
ZA- Zona de Amortecimento  
ZAA- Zona de Amortecimento do Parque Estadual do Aguapeí  
ZAP- Zona de Amortecimento do Parque Estadual do Peixe

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>22</b>
1.1 Hipótese.....	24
1.2 Objetivo geral.....	24
1.3 Objetivos específicos.....	24
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>25</b>
2.1 Apropriação do relevo e o uso de agrotóxicos.....	25
2.1.1 A questão dos agrotóxicos no Brasil.....	29
2.1.2 O comportamento dos agrotóxicos no ambiente.....	35
2.1.3 O uso de agrotóxicos e seus impactos na saúde humana.....	36
2.2 O conceito de conectividade: uma visão sistêmica dos processos na vertente e no canal fluvial.....	38
2.2.1 Considerações sobre o conceito de conectividade.....	38
2.2.2 Fatores que influenciam a (des) conectividade hidrológica: uma abordagem sob a perspectiva da dimensão lateral.....	42
2.3 Processos erosivos.....	45
2.4 Vulnerabilidade ambiental.....	49
2.4.1 Considerações sobre o conceito de vulnerabilidade.....	49
2.4.2 Concepções sobre a vulnerabilidade ambiental.....	51
<b>3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....</b>	<b>54</b>
3.1 Elaboração dos mapas elementares.....	55
3.2 Elaboração dos mapas- resultado.....	57
3.2.1 Avaliação da expansão da cana- de- açúcar e sua relação com os índices de apropriação das subbacias hidrográficas e de pressão direta de seus a canais de drenagem por esta cultura, bem como o uso de agrotóxicos.....	62
3.2.1.1 Implantação das indústrias canavieiras e expansão da cana- de- açúcar.....	63
3.2.1.2 Índices de apropriação e pressão.....	63
3.2.1.3 Uso de agrotóxicos.....	68
3.2.2 O modelo hidrológico <i>Curve Number</i> como método para a estimativa do escoamento superficial associado a expansão da cana- de- açúcar.....	70
3.2.2.1 Geração do mapa de CN.....	71
3.2.2.2 Capacidade máxima de infiltração.....	74

3.2.2.3 Média de precipitação anual.....	74
3.2.2.4 Estimativa do escoamento superficial.....	75
3.2.2.5 Estimativa do escoamento superficial em áreas com cana- de- açúcar.....	76
3.3 Análise de processos erosivos associados a expansão da cana- de- açúcar.....	77
3.3.1 Estimativa de perda de solos e sedimentos exportados.....	77
3.3.1.1 Estimativa de sedimentos exportados em áreas com cana- de- açúcar.....	81
3.3.2 Identificação de processos erosivos lineares.....	82
3.4 Vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos.....	82
3.4.1 Estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial.....	82
3.4.2 Estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados.....	85
3.4.3 Vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos de acordo com os índices de apropriação das subbacias hidrográficas e pressão direta de sua seus canais de drenagem pela cana- de açúcar.....	88
3.5 Trabalhos de campo.....	94

#### **4 ASPECTOS FÍSICO-NATURAIS E PROCESSOS HISTÓRICOS- OCUPACIONAIS NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS AGUAPEÍ E PEIXE- OESTE PAULISTA.....96**

4.1 Geologia.....	96
4.2 Geomorfologia.....	101
4.3 Clima e hidrografia.....	107
4.4 Tipos de Solos.....	109
4.5 Histórico de ocupação, uso e cobertura da terra.....	113

#### **5 A EXPANSÃO DA CANA-DE-AÇÚCAR E SUA RELAÇÃO COM OS ÍNDICES DE APROPRIAÇÃO DAS SUBBACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS AGUAPEÍ E PEIXE E PRESSÃO DIRETA DE SEUS CANAIS DE DRENAGEM E COM O USO DE AGROTÓXICOS.....119**

5.1 Do advento da cana- de - açúcar no Brasil à sua expansão ao Oeste Paulista.....	119
5.1.1 Evolução da área com cana- de- açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.....	125
5.1.2 Apropriação das subbacias hidrográficas e pressão direta de seus canais de drenagem pela cana- de- açúcar.....	135
5.1.3 O uso de agrotóxicos pela cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas.....	144

<b>6 ESTIMATIVA DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL E SUA RELAÇÃO COM A EXPANSÃO DA CANA- DE- AÇÚCAR NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS AGUAPEÍ E PEIXE.....</b>	<b>150</b>
6.1 Grupos Hidrológicos de Solos.....	150
6.2 O complexo hidrológico solo- vegetação como condicionante dos valores de CN e da capacidade máxima de infiltração (S).....	153
6.3 Média de precipitação anual.....	164
6.4 Estimativa de escoamento superficial.....	166
6.4.1 Estimativa de escoamento superficial em áreas com cana- de- açúcar.....	170
<b>7 PROCESSOS EROSIVOS E SUA RELAÇÃO COM A EXPANSÃO DA CANA- DE- AÇÚCAR NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS AGUAPEÍ E PEIXE.....</b>	<b>174</b>
7.1 Erosividade.....	174
7.2 Erodibilidade.....	177
7.3 Topografia .....	183
7.4 Uso e manejo do solo e práticas conservacionista.....	185
7.5 Perdas de solos e sedimentos exportados por erosão laminar.....	189
7.5.1 Sedimentos exportados em áreas com cana- de açúcar.....	195
<b>8 VULNERABILIDADE À CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR AGROTÓXICOS NAS SUBBACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS AGUAPEÍ E PEIXE.....</b>	<b>201</b>
8.1 Estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial e dos sedimentos exportados.....	201
8.2 Vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos de acordo com os índices de apropriação das subbacias hidrográficas e de pressão direta de seus canais de drenagem pela cana- de- açúcar.....	212
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>226</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>231</b>
<b>APÊNDICES.....</b>	<b>256</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O incentivo a monocultura canavieira no Oeste Paulista está associado a criação de programas como o Programa Nacional do Álcool (PRÓALCOOL)- em 1975- e o Bases para um Plano de Desenvolvimento do Oeste do Estado de São Paulo (PRÓOSTE), na década de 1980, assim como sob um novo ciclo de expansão a partir dos anos 2000, com o desenvolvimento dos bicompostíveis.

Tais ações governamentais se realizaram sob a justificativa de “equilibrar a economia regional”, além de valorizar o setor agropecuário desta região. Uma das principais consequências do fomento a monoculturas é a quantidade de insumos por ela utilizados, como, por exemplo, o uso intenso de agroquímicos como os fertilizantes e agrotóxicos.

A cana- de- açúcar está entre as culturas agrícolas que mais utiliza agrotóxicos, consequentemente, o ambiente onde ela está inserida se torna vulnerável aos efeitos danosos destes produtos químicos. No contexto regional, trabalhos realizados por Rocha, Santos e Santos (2016), Rocha (2017), Rocha, Araújo e Risk (2019), Carmo *et al.* (2021) e Araújo *et al.* (2021), foram desenvolvidos a partir do projeto temático “Mapeamento e Análise do Território do Agrohidronegócio Canavieiro no Pontal do Paranapanema - São Paulo - Brasil: relações de trabalho, conflitos e formas de uso da terra e da água e a saúde ambiental” (processo FAPESP nº 12/23959-9), realizado pelo Centro de Estudos de Educação, Trabalho, Ambiente e Saúde-CEETAS.

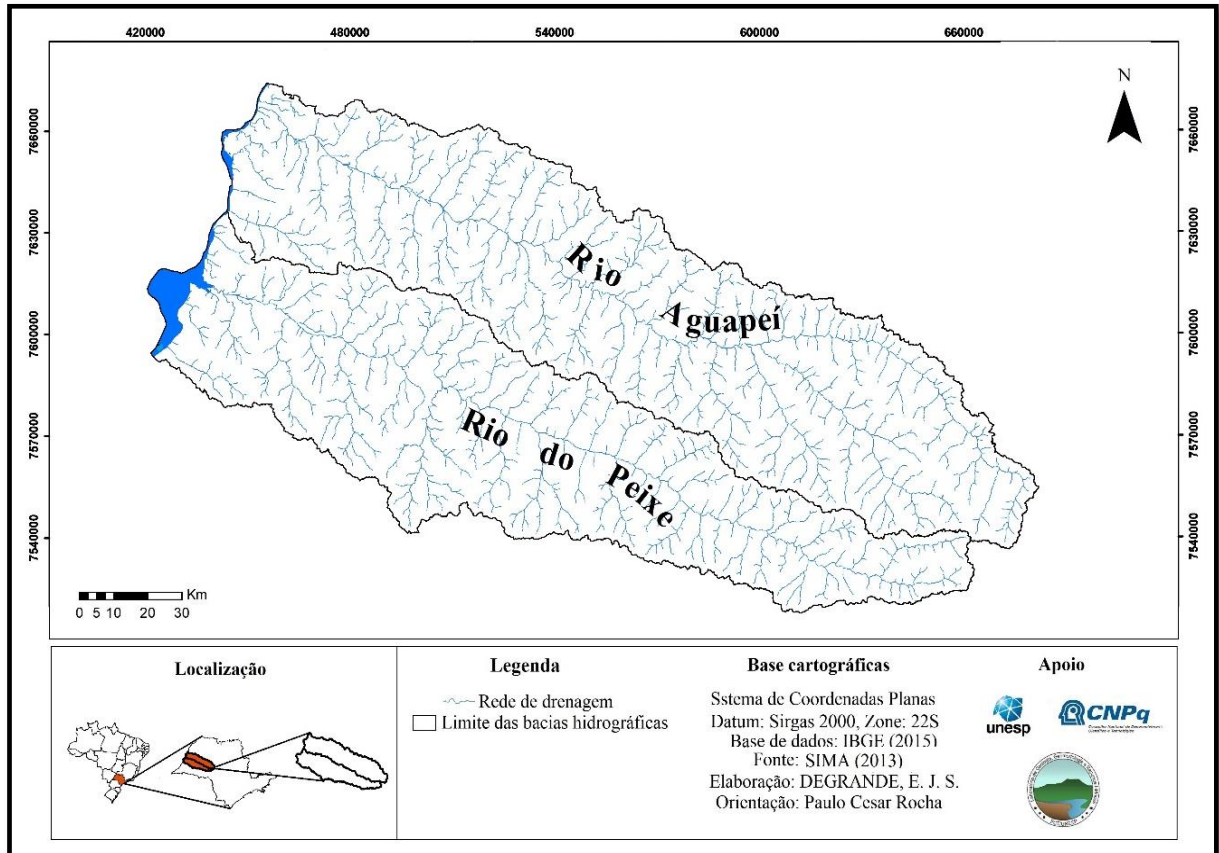
Tais pesquisas têm discutido os efeitos adversos ao meio físico como consequência do avanço canavieiro no Oeste Paulista, sobretudo pelo uso demasiado de agrotóxicos. Assim, o uso indiscriminado de agrotóxicos na cultura da cana- de- açúcar pode atingir não somente o alvo principal (a praga a combater), porém, também todo o ambiente ao seu entorno como o solo e a água. Deste modo, o agrotóxico pode ser incorporado aos sedimentos e a água e, em um evento chuvoso, ser deslocado por meio do escoamento superficial para outras áreas das bacias hidrográficas podendo chegar até seus cursos hídricos.

Uma vez recepcionado pelos rios, o efeito nocivo dos agrotóxicos pode ser transferido à jusante, comprometendo tanto a qualidade do ecossistema aquático quanto, sobretudo, a própria sociedade abastecida pelo curso hídrico.

A área objeto de estudo do presente trabalho compreende a bacia hidrográfica do rio Aguapeí, que por sua vez está inserida na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 20 (UGRHI-20) e a bacia hidrográfica do rio do Peixe, pertencente a UGRHI-21. Situadas na região oeste do estado de São Paulo, as bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe possuem

uma área de aproximadamente 13.000 Km<sup>2</sup> e 10.000 Km<sup>2</sup>, respectivamente, com suas nascentes na região de Marília e sua foz no rio Paraná (Figura 01).

**Figura 01-** Localização das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe- SP



**Fonte:** SIMA (2013)  
**Elaboração:** DEGRANDE, E.J.S

O fato de a área de estudo estar inserida em uma conjuntura regional de incentivo ao setor sucralcooleiro nos leva a algumas indagações: 1) Com a expansão da monocultura canavieira no Oeste Paulista, houve o crescimento de áreas com cana-de-açúcar no território objeto de estudo, bem como o aumento nos índices de apropriação das subbacias hidrográficas e de pressão de seus canais de drenagem, além da intensificação no uso de agrotóxicos? 2) Como tem sido o comportamento do escoamento superficial em áreas com cana-de-açúcar? 3) Como tem sido a dinâmica dos processos erosivos laminares em áreas com cana-de-açúcar? 4) Qual a estimativa à contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial? 5) Qual a estimativa à contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados? 6) Qual a vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos?

Portanto, este trabalho se justifica diante da necessidade de se avaliar a contaminação por agrotóxicos em bacias hidrográficas e de seus respectivos cursos hídricos, contribuindo para práticas de planejamento ambiental que visem a mitigação dos efeitos nocivos dos agrotóxicos.

### **1.1 Hipótese**

Inserida em um contexto regional de expansão do setor sucroalcooleiro, as bacias hidrográficas em questão podem ter sofrido o aumento exponencial de áreas destinadas a cultura canavieira. Como consequência, a área de estudo também está suscetível aos riscos ambientais oriundos do excessivo emprego de agrotóxicos por esta cultura, como a contaminação da água e dos sedimentos. Assim, tem-se como hipótese que a área objeto de estudo vem sofrendo com o avanço da monocultura canavieira, repercutindo no aumento substancial da vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos das subbacias hidrográficas e de seus respectivos cursos hídricos.

### **1.2 Objetivo geral**

Analisar a vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos de acordo com os índices de apropriação das subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe e de pressão direta de seus canais de drenagem pela cana-de-açúcar, partindo da interrelação entre a conectividade hidrológica dada pelo escoamento superficial e os processos erosivos laminares.

### **1.3 Objetivos específicos**

- 1) Avaliar a expansão da cana-de-açúcar e sua relação com os índices de apropriação das subbacias hidrográficas e de pressão de seus canais de drenagem por esta cultura, bem como com o uso de agrotóxicos na área de estudo.
- 2) Analisar o escoamento superficial e sua relação com áreas destinadas a cana-de-açúcar.
- 3) Identificar os processos erosivos e sua relação com áreas destinadas a cana-de-açúcar.
- 4) Verificar a contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial.
- 5) Verificar a contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados.
- 6) Analisar a vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos de acordo com os índices apropriação das subbacias hidrográficas e de pressão direta de seus canais de drenagem.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Apropriação do relevo e o uso de agrotóxicos

Os últimos séculos têm demonstrado mudanças radicais no espaço geográfico fruto, principalmente, das evoluções tecnológicas promovidas pelas Revoluções Industriais<sup>1</sup>. Diante deste contexto as intervenções humanas no ambiente natural vêm crescendo demasiadamente, resultando em uma relação sociedade- natureza marcada por processos degenerativos cada vez mais intensos.

De acordo com Drew (2002), a sociedade é hoje o agente mais importante responsável pelas mudanças nas condições da superfície terrestre. Essas alterações podem afetar o modo de funcionamento do sistema da Terra em diferentes graus e escalas. Por conseguinte, as ações antrópicas “vem procurando, em ritmo acelerado, modificar o ambiente para se contentar a si mesmo, em vez de mudar seus hábitos para melhor se adaptar ao ambiente” (DREW, 2002, p. V).

Segundo o referido autor, até o surto industrial ocorrido, especialmente, durante o século XIX as mudanças no meio ambiente estavam associadas as atividades agrícolas, sendo o solo, a água e a vegetação os mais afetados, entretanto, nos nossos dias vivenciamos a complexidade dos impactos causados pela sociedade, repercutindo, também, sobre os sistemas atmosféricos e oceânico, tendo a sociedade já alterado praticamente todas as características originais de seu habitat.

Neste âmbito, Porto-Gonçalves (1996), ao analisar a relação sociedade-natureza ressalta que a civilização industrial originada pelo capitalismo repercutiu na consolidação da ideia de uma natureza externa ao homem, criando um grande abismo entre as ciências da natureza e as ciências humanas.

Sendo assim, se no princípio da humanidade prevalecia um vínculo harmônico entre a sociedade e a natureza, onde o ritmo das atividades humanas estava inerente ao ritmo da natureza, com a expansão do sistema econômico capitalista tal vínculo foi rompido, “pois a natureza, antes um meio de subsistência do homem, passa a integrar o conjunto dos meios de produção do qual o capital se beneficia” (OLIVEIRA, 2002, p. 5).

---

<sup>1</sup> As Revoluções Industriais, iniciadas no final do século XVIII, na Inglaterra, se expandiram pelo mundo nos séculos subsequentes, possibilitando a consolidação do capitalismo. A introdução de novas tecnologias resultantes das referidas revoluções, modificaram os sistemas de produção, permitindo maior desenvolvimento econômico, entretanto, tem desencadeado impactos sociais, além da maior exploração dos recursos naturais (ROSS, 1993).

Esta relação adversa pode ser analisada sob a ótica da apropriação do relevo que, por sua vez, está associada as diversas formas de uso e ocupação da terra. Assim, o relevo é entendido por Casseti (1991) como suporte para as mudanças ambientais que ocorrem durante seu processo de apropriação realizado pela sociedade.

De acordo com o autor supracitado, as formas de apropriação se intensificam no tempo e no espaço e “não acontecem simplesmente pela necessidade inata de ocupação, mas sobretudo dentro de uma lógica determinada pelas relações de produção” (CASSETI, 1991, p. 86).

As referidas relações de produção, por sua vez, associadas ao sistema capitalista, ao se apropriar do meio atribuem-lhe valor econômico (SMITH, 1984; FOSTER, 2000; HARVEY, 2013), consolidando a relação de predação entre sociedade e natureza. Neste sentido, Casseti (1991) afirma que:

A forma de relações de produção, principalmente através da relação de propriedade das forças produtivas responde por uma relação homem- meio predatória, visando exclusivamente o acúmulo de capital, sem nenhuma preocupação ambiental, o que encerra a referida relação ecológica. A predação vincula-se ao instinto de autopreservação do sistema de produção capitalista, que vê no lucro a única forma de manutenção de sua existência (CASSETI, 1991, p. 90).

Por conseguinte, o agravamento dos impactos ambientais está associado ao desenvolvimento da propriedade privada (ou seja, a apropriação privada do relevo) desencadeando o acúmulo de capital e o antagonismo entre as classes sociais (CASSETI, 1991).

Deste modo, o referido autor salienta que as diferenciações espaciais- nitidamente perceptíveis em ambientes urbanos- estão atreladas ao poder de compra, ou seja, as melhores condições do relevo (topografia e declividades suaves, por exemplo) são destinadas à população detentora do capital, enquanto as áreas de risco (topos de morros, vertentes de gradiente mais elevado, planícies de inundação, etc.) são destinadas as classes marginalizadas.

Assim como nas áreas urbanas, no meio rural o relevo também é visto como essencial para a acumulação de capital, como por exemplo, por meio das monoculturas. Esta forma de produção agrícola, embora já praticadas desde tempos remotos, ganhou novas dinâmicas, sobretudo a partir da metade do século XX com a chamada Revolução Verde.

Para Zimmermann (2009), um dos objetivos da Revolução Verde era despolitizar as discussões a respeito da fome e da miséria, as quais só poderiam ser resolvidas com o desenvolvimento técnico-científico. Todavia, conforme aponta Porto- Gonçalves (2006), o que tem ocorrido é o beneficiamento de grandes latifundiários em detrimento do pequeno agricultor.

Nesta perspectiva, Porto-Gonçalves (2006, p. 213) destaca que:

A monocultura de alimentos (e outras) é, em si mesma, a negação de todo um legado histórico da humanidade em busca da garantia da segurança alimentar na medida em que, por definição, a monocultura não visa a alimentar quem produz e, sim, a mercantilização do produto. Se que podemos falar de produção de excedentes com a monocultura, até porque essa ideia pressuporia que o produtor direto vende o que lhe excede, o que está longe de ser o caso. Assim, a relação entre o produtor e o produto, muda de qualidade e, mais ainda, a quantidade torna-se a qualidade mais desejada.

Por conseguinte, Zimmermann (2009), afirma que a agricultura é a base para a segurança alimentar, porém, não nos moldes capitalista, organizado, essencialmente, em monoculturas de exportação, mas sim em uma agricultura de subsistência que promova hábitos sustentáveis.

Uma das consequências do fomento às monoculturas é a drástica redução da diversidade de espécies vegetais e animais, além da diminuição da produtividade do solo, sendo os complexos ecossistemas, simplificados por esse modelo agrário predatório (DREW, 2002).

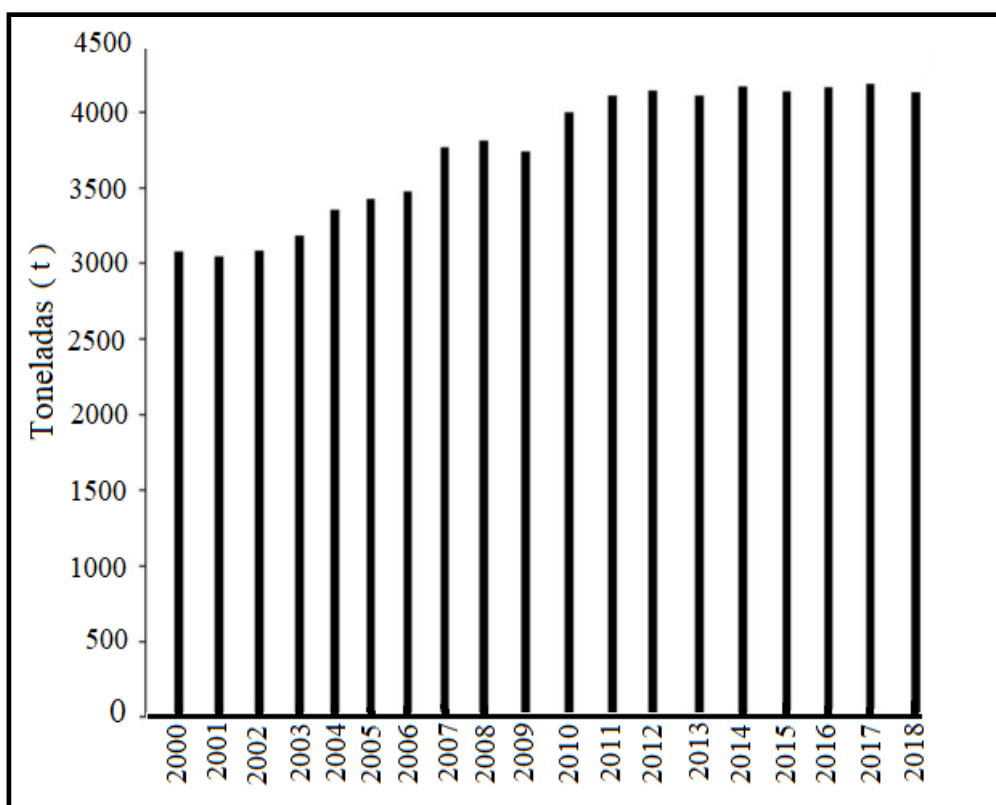
Como resultado deste processo, se torna necessária a aplicação de insumos externos ao sistema como a irrigação, o uso de maquinários e de agroquímicos (DREW, 2002; PORTO-GONÇALVES, 2006). Entre os produtos químicos utilizados estão os fertilizantes e os agrotóxicos cuja persistência no ambiente reflete em efeitos nocivos tanto ao meio natural quanto à própria sociedade.

Deste modo, a apropriação do relevo no meio rural- e o conseqüente avanço das monoculturas- além de contribuir para a manutenção da insegurança alimentar<sup>2</sup>, repercute no aumento da suscetibilidade de contaminação do meio natural pelo uso excessivo de agrotóxicos, promovendo sérios riscos à saúde humana.

De acordo com a *Food and Agriculture Organization of the United Nations* – FAO (2020), entre o período de 2000 a 2019, o uso de agrotóxicos no mundo aumentou 36%, alcançando o patamar de 4,2 milhões de toneladas (Gráfico 01). Quando analisado o percentual de uso global de agrotóxicos por área de cultivo, houve aumento de 28%, ou seja, em 2000 eram utilizados 2,1 kg/ha, já em 2018, este valor foi de 2,6 kg/ha (FAO, 2020).

---

<sup>2</sup> Conforme aponta o Relatório Global sobre Crises Alimentares (2021), entre 2020 e 2021 houve o agravamento no acesso a alimentos no mundo. No caso brasileiro, em 2022, 31,1 milhões de pessoas estão em situação de fome, sendo que cerca de 58,7% da população nacional vive em insegurança alimentar, seja leve, moderada ou grave (fome) (REDE BRASILEIRA DE PESQUISA EM SOBERANIA E SEGURANÇA ALIMENTAR E NUTRICIONAL, 2022).

**Gráfico 01-** Consumo mundial de ingredientes ativos dos agrotóxicos (2000-2018)

Fonte: FAO (2020)

Elaboração: PONNUCHAMY *et al.* (2021)

Segundo Porto- Gonçalves (2006), há uma distribuição irregular no consumo de agrotóxicos entre os países no mundo. Outrossim, vem ocorrendo a diminuição desses insumos nos países hegemônicos, ao mesmo tempo, em países da América Latina, Ásia e África houve a expansão destes agroquímicos. Esta geografia nos revela as disparidades quanto a valorização dos lugares, países, regiões, suas culturas e seus povos, sustentada pelo atual modelo econômico, comandado pela lógica moderno- colonial (PORTO- GONÇALVES, 2006).

Neste contexto, o Brasil está inserido no grupo de países em desenvolvimento que tem sua base econômica voltada para a agricultura de exportação sendo, portanto, grande consumidor de agrotóxicos, como será abordado na sequência.

### 2.1.1 A questão dos agrotóxicos no Brasil

Largamente utilizado na produção agrícola atual, os agrotóxicos vêm ganhando espaço na agricultura brasileira desde a década de 1920, embora o limiar de seu uso mais intensivo permeie as décadas de 1960 e 1970 (ORGANIZAÇÃO PAN- AMERICANA DA SAÚDE- OPAS, 1997). Segundo Moreira (2000), um conjunto de fatores favoreceram o aumento substancial do emprego desses insumos químicos na agricultura brasileira neste período, como subsídios de créditos agrícolas dados aos grandes produtores para a compra de maquinários, agroquímicos, etc.

Esta conjuntura econômica, por sua vez, demonstra o avanço da indústria sobre a agricultura em um processo conhecido como Revolução Verde, a qual tem provocado aumento exponencial de subsídios agrícolas dados, por excelência, aos latifundiários responsáveis pelas grandes monoculturas (FOLGADO, 2014).

Anteriormente a Constituição de 1988, os produtos químicos usados na agricultura brasileira eram comumente nomeados de defensivos agrícolas, entretanto o emprego de tal termo minimizava os efeitos nocivos destes produtos (FOLGADO, 2014). Após diversas negociações políticas, sob pressão de cooperativas de produtores rurais, sindicatos rurais, além de outros grupos, tal terminologia foi substituída pela denominação agrotóxicos, apresentando uma conotação mais ética e esclarecedora, uma vez que além de defender as culturas contra pragas e doenças, este produto pode ter efeitos negativos sobre o meio ambiente e a saúde humana (PERES e MOREIRA, 2003).

Portanto, no Brasil a Lei 7.802 de 11 de julho de 1989, em seu artigo 2º e inciso I define que agrotóxicos e afins são:

os produtos e os agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas, nativas ou implantadas, e de outros ecossistemas e também de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos (BRASIL, 1989 [s. p]).

Os agrotóxicos abarcam grande variedade de produtos que possuem funcionalidades e tipos distintos. De acordo com Peres, Moreira e Dubois (2003), as principais categorias de agrotóxicos são herbicidas (contra plantas invasoras), inseticidas (controlam insetos), fungicidas (combatem a proliferação de fungos), dentre outros. Sá e Crestana (2004) classificam os agrotóxicos de acordo com seu grupo químico e seus diferentes nomes comerciais, como pode ser observado no Quadro 01.

**Quadro 01-** Classificação dos principais agrotóxicos de acordo com os grupos químicos e nomes comerciais

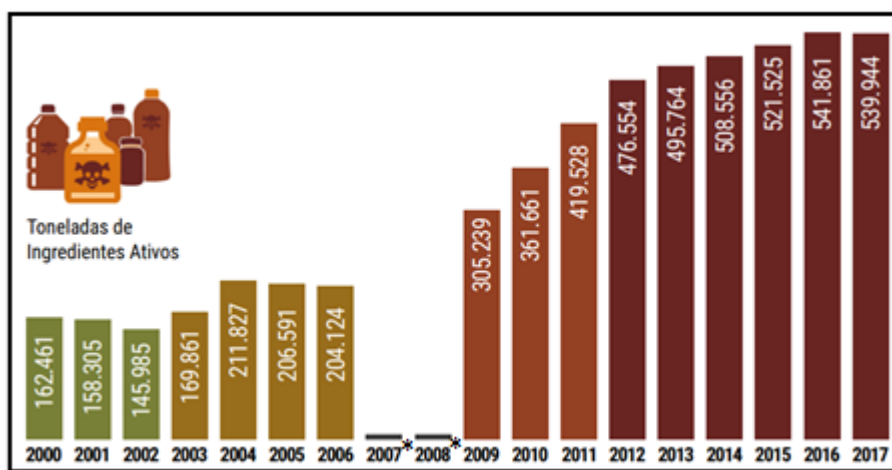
Grupos químicos	Nomes comerciais
<b>A – Inseticidas</b> – possuem ação de combate a insetos. Os inseticidas pertencem a sete grupos distintos	
<b>1. Organofosforados</b>	são compostos orgânicos derivados do ácido fosfórico, do ácido tiofosfórico ou do ácido ditiofosfórico. Ex.: Paration, Malation, Folidol, Azodrin, Diazinon, Nuvacron, Tamaron e Rhodiatox.
<b>2. Carbamatos</b>	são derivados do ácido carbâmico. Ex. Aldicarb, Carbaril, Temik, Zectram e Furadan.
<b>3. Organoclorados</b>	são compostos à base de carbono, com radicais de cloro. São derivados do clorobenzeno, do ciclo-hexano ou do ciclodieno. Muito utilizados na agricultura e nas campanhas de saúde, porém seu emprego tem sido progressivamente restringido e, na maioria dos casos, proibido. Ex.: Aldrin, Endrin, BHC, DDT, Endossulfan, Heptacloro, Lindane e Mirex.
<b>4. Piretróides sintéticos</b>	são compostos sintéticos que apresentam estruturas semelhantes à piretrina, substância existente nas flores do <i>Chrysanthemum cinerariaefolium</i> . Ex.: Karatê, Resmetrina, Decametrina, Cipermetrina e Fenpropanato; Decis, Protector, Kotrine e SBP.
<b>5. Inorgânicos</b>	fosfato de alumínio, arsenato de cálcio.
<b>6. Extratos vegetais</b>	óleos vegetais
<b>7. Microbiais</b>	<i>Bacillus thuringensis</i>
<b>B – Fungicidas</b> – Possuem ação de combate a fungos. Os grupos químicos são:	
<b>1. Inorgânicos</b>	calda bordalesa e enxofre
<b>2. Ditiocarbamatos</b>	Manconzeb, Tiram e Metiram
<b>3. Dinitrofenóis</b>	Binapacril
<b>4. Organomercuriais</b>	Acetato de fenilmercúrio
<b>5. Antibióticos</b>	Estreptomicina e Ciclo-hexamida
<b>6. Trifenil estânico</b>	Duter e Brestan
<b>7. Compostos formilamina</b>	Triforina, Cloraniformetam
<b>8. Fentalamidas</b>	Captafol e Captam
<b>C – Herbicidas</b> – combatem plantas invasoras. Nas décadas de 80 e 90, esse grupo teve uma utilização crescente na agricultura.	
<b>1. Inorgânicos</b>	Arsenito de sódio e Cloreto de sódio.
<b>2. Dinitrofenóis</b>	Bromofenoxim, Dinoseb e DNOC
<b>3. Derivados do ácido fenoxiacético</b>	2,4 diclorofenoacético (2,4 D) e 2,4,5 triclo-rofenoxiacético (2,4,5 T). A mistura de 2,4 D com 2,4,5 T representa o principal componente do agente laranja (nome comercial Tordon).
<b>4. Dipiridilos</b>	Diquat e Paraquat
<b>5. Glifosato</b>	Round-Up
<b>6. Dinitroanilinas</b>	Nitralin e Profluralin
<b>7. Benzonitrilas</b>	Diclobenil e Bromoxinil
<b>D – Outros grupos importantes</b>	
<b>1. Raticidas (Dicumarínicos)</b>	utilizados no combate a roedores. Ex. Hidroxicumarinas: Cumatetralil
<b>2. Acaricidas</b>	ação de combate a ácaros diversos. Ex. Dinitrofenóis: Dinocap
<b>3. Nematicidas</b>	ação de combate a nematóides. Ex. Organofosforados: Diclofention
<b>4. Molusquicidas</b>	ação de combate a moluscos, basicamente contra o caramujo da esquitossomose. Ex. 5. Carbamato: Aminocarb

Fonte: SÁ e CRESTANA (2004)

Atualmente, o Brasil está entre os maiores produtores agropecuários mundiais e é o segundo maior exportador destes produtos, o que tem repercutido no consumo demasiado de agrotóxicos, sendo considerado o maior consumidor global destes agroquímicos (PIGNATI *et al.*, 2017).

De acordo com dados adquiridos pelo IBAMA (2017), nos últimos anos houve aumento significativo na comercialização de ingredientes ativos de agrotóxicos no país, saltando de 162.461 toneladas em 2000 para 539.944 em 2017 (Gráfico 02) (CAMPANHA NACIONAL PERMANENTE CONTRA OS AGROTÓXICOS E PELA VIDA, 2019).

**Gráfico 02-** Evolução da venda de ingredientes ativos de agrotóxicos no Brasil



Fonte: IBAMA (2017)

Elaboração: CAMPANHA NACIONAL PERMANENTE CONTRA OS AGROTÓXICOS E PELA VIDA (2019)

\* Dados não fornecidos pelo IBAMA

Fundamentada na Lei 7.802/89, os agrotóxicos foram categorizados no Brasil pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária- ANVISA- de acordo com sua toxicidade, constituída por quatro classes. Estas são apresentadas no rótulo das embalagens nas quais são colocadas faixas com cores que representem o nível de toxicidade. Sendo assim, foram estabelecidas as seguintes classes: I - Extremamente Tóxico (Faixa Vermelha); II- Altamente Tóxico (Faixa Amarela); III- Medianamente Tóxico (Faixa Azul); IV- Pouco Tóxica (Faixa Verde) (BRASIL, 1989).

Entretanto, a partir de 2019 houve significativas mudanças no processo de classificação dos agrotóxicos no Brasil com a aprovação pela ANVISA do Novo Marco Regulatório, no dia 29 de junho de 2019. Este documento é constituído de três Resoluções da Diretoria Colegiada (RDCs 294, 295 e 296/2019) e uma Instrução Normativa (IN 34/2019) (BRASIL, 2019).

Segundo a ANVISA (2019) O Novo Marco Regulatório se insere nos padrões do Sistema Globalmente Harmonizado de Classificação e Rotulagem de Produtos Químicos (Global Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals- GHS), estando, portanto, em consonância com os parâmetros internacionais no que se refere a classificação dos agrotóxicos.

A primeira RDC (nº 294/2019) trata acerca dos critérios utilizados para a avaliação e classificação toxicológica dos agrotóxicos, afins e preservativos de madeira. Quanto a RDC nº 295/2019 Art. 1º “estabelece os critérios para a avaliação dos riscos dietéticos agudo e crônico decorrente da exposição humana a resíduos de agrotóxicos nos alimentos” (BRASIL, 2019, [s. p]). Já a RDC nº 296/2019 se refere as informações toxicológicas utilizadas em bulas e rótulos de agrotóxicos, afins e preservativos de madeira. No que atine a Instrução Normativa nº 34/2019, trata de dar notoriedade à lista de componentes que foram proibidos de serem utilizados na formulação dos agrotóxicos (BRASIL, 2019).

Pautada nos referidos documentos e nos critérios da GHS, foi aprovado a Resolução nº 2.080 de 31 de julho de 2019, pela qual é divulgada a reclassificação toxicológica dos agrotóxicos no Brasil. Nesta nova proposta os agrotóxicos são classificados em cinco grupos, além daqueles não classificados (BRASIL, 2019) (Quadro 02).

**Quadro 02-** Reclassificação toxicológica dos agrotóxicos

	CATEGORIA 1	CATEGORIA 2	CATEGORIA 3	CATEGORIA 4	CATEGORIA 5	NÃO CLASSIFICADO
	EXTREMAMENTE TÓXICO	ALTAMENTE TÓXICO	MODERAMENTE TÓXICO	POUCO TÓXICO	IMPROVÁVEL DE CAUSAR DANO AGUDO	NÃO CLASSIFICADO
PICTOGRAMA					Sem símbolo	Sem símbolo
PALAVRA DE ADVERTÊNCIA	PERIGO	PERIGO	PERIGO	CUIDADO	CUIDADO	Sem advertência
<b>CLASSE DE PERIGO</b>						
Oral	Fatal se ingerido	Fatal se ingerido	Tóxico se ingerido	Nocivo se ingerido	Pode ser perigoso se ingerido	-
Dérmica	Fatal em contato com a pele	Fatal em contato com a pele	Tóxico em contato com a pele	Nocivo em contato com a pele	Pode ser perigoso em contato com a pele	-
Inalatória	Fatal se inalado	Fatal se inalado	Tóxico se inalado	Nocivo se inalado	Pode ser perigoso se inalado	-
COR DA FAIXA	Vermelho	Vermelho	Amarelo	Azul	Azul	Verde

**Fonte:** ANVISA (2019)

Nas categorias 1 e 2 estão, respectivamente, os Produtos Extremamente Tóxicos e os Produtos Altamente Tóxicos, os quais são indicados pela cor vermelha. A classe 3 é representada pelos Produtos Moderadamente Tóxicos (faixa amarela) e, por fim, os últimos classificados são os Produtos Pouco Tóxicos (categoria 4) e os Produtos Improváveis de Causar Danos Agudos (categoria 5), representados pela tarja azul. Além dos produtos categorizados, há os que não obtiveram classificação devido seu baixíssimo dano, como os produtos de origem biológica, indicados pela faixa verde (BRASIL, 2019).

Apesar do discurso de que as novas normatizações também são adotadas por diversos países, estando, portanto, em harmonia com as classificações internacionais acerca dos agrotóxicos, muitas críticas têm se levantado as quais apontam retrocessos legislativos, tendo

como principal consequência a maior exposição ambiental e humana aos efeitos danosos dos agrotóxicos.

Neste sentido, a nova reclassificação toxicológica não atende aos requisitos éticos sanitários uma vez que se considera na classificação apenas os efeitos nocivos ao ser humano com relação a letalidade aguda, ou seja, risco de morte em poucas horas após o contato direto (oral, dérmico ou inalatório) com o produto químico. Ignora-se, assim, os efeitos a longo prazo do contínuo contato com os agrotóxicos, os quais podem promover doenças graves como cânceres, má formação fetal, entre outros, como já elucidados em diversas pesquisas por Pignati *et al.*, 2017; Bombardi, 2017, entre outros.

Como resultado, muitos agrotóxicos categorizados como extremamente tóxicos pela legislação anterior passaram a serem avaliados com baixa nocividade, corroborando para o aumento dos impactos socioambientais decorrentes do uso destes produtos químicos.

Outro impasse que envolve a questão dos agrotóxicos no Brasil é o Projeto de Lei 6.299 de 13 de março de 2002 (BRASIL, 2002) apelidado de PL do Veneno por parlamentares favoráveis a alimentos mais seguros. O intuito de sua criação é estabelecer um novo marco jurídico para facilitar tanto o registro quanto o uso de agrotóxicos, além de diminuir a fiscalização (FRIEDRICH *et al.* 2021).

Desde 2017 a PL 6.299/2002 vem sendo analisada pela comissão Especial na Câmara dos Deputados<sup>3</sup>. Entre os principais retrocessos<sup>4</sup> está o maior poder dado ao Ministério da Agricultura (MAPA) no processo de registro dos agrotóxicos, ficando à ANVISA e ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis- IBAMA- apenas o papel de avaliar ou homologar avaliações, quando necessário. Esta proposição, porém, demonstra maior preocupação econômica em detrimento da saúde e meio ambiente.

Outro ponto importante defendido pela PL do Veneno é a diminuição do prazo para a liberação comercial dos agrotóxicos que estão em processo de avaliação. Segundo este projeto de lei, o prazo máximo para a liberação deve ser de até dois anos, não respeitando o período necessário para análises complexas, como no caso de estudos toxicológicos. Uma vez que o produto químico não seja avaliado no tempo estabelecido, o mesmo receberá uma autorização temporária sendo, portanto, possível a criação de indústrias de registros temporários de agrotóxicos (FRIEDRICH *et al.*, 2021).

---

<sup>3</sup> O Pacote do Veneno foi aprovado pela Câmara dos Deputados no dia 9 de fevereiro de 2022 e até o momento (21/06/2022) se encontra em trâmite no Senado Federal (Campanha Nacional Permanente contra os Agrotóxicos e pela Vida, 2022).

<sup>4</sup> Ver: As 10 Principais Alterações Propostas Pelo Pacote do Veneno e Seus Riscos à Saúde e à Biodiversidade – Campanha Permanente Contra os Agrotóxicos e Pela Vida ([contraosagrototoxicos.org](http://contraosagrototoxicos.org)).

Diante do desastre socioambiental anunciados pela PL 6.299/2002, diversas Organizações não Governamentais (ONGs), Movimentos Sociais e Sindicais, além de entidades de pesquisa, se organizaram para a criação do documento intitulado Política Nacional de Redução de Agrotóxicos- PNARA<sup>5</sup>.

No intuito de melhorar a atual lei que rege sobre os agrotóxicos no país e assim garantir o direito da população à saúde, e a um meio ambiente equilibrado, a PNARA tem como objetivos:

- I – Reduzir, gradual e continuamente, a disponibilidade, o acesso e o uso de agrotóxicos, ampliando a disponibilidade e uso de produtos de origem biológica sem perigo e risco para a saúde e meio ambiente;
- II – Promover a avaliação, o controle, a fiscalização e o monitoramento de resíduos de agrotóxicos;
- III – Utilizar medidas econômicas, financeiras e fiscais para desestimular a utilização de agrotóxicos, com ênfase nos produtos de maior risco e perigo toxicológico e ecotoxicológico e estimular os sistemas de produção orgânico e de base agroecológica;
- IV – Ampliar e fortalecer o desenvolvimento, a produção, a comercialização e o uso de produtos fitossanitários, principalmente os apropriados para o uso na produção orgânica e de base agroecológica;
- V – Estimular o desenvolvimento e a implementação de práticas e técnicas de manejo sustentável e agroecológico, visando a prevenção e controle de problemas fitossanitários, que permitam a redução da dependência de insumos externos, em especial atenção, aos agrotóxicos;
- VI – Promover a criação de zonas de uso restrito de agrotóxicos e de zonas livres da existência e influência de agrotóxicos e transgênicos, a fim de possibilitar a transição agroecológica;
- VII – Garantir o acesso à informação, a participação e o controle social quanto aos riscos e impactos dos agrotóxicos à saúde e ao meio ambiente, incluindo dados de monitoramento de resíduos de agrotóxicos e a promoção da produção orgânica e de base agroecológica;
- VIII – Qualificar a ação de profissionais, agricultores, consumidores e sociedade civil organizada em geral para atuar frente aos impactos dos agrotóxicos no meio ambiente e na saúde pública, na redução gradual do uso dos agrotóxicos na promoção da agricultura de base agroecológica e orgânica. (BRASIL, 2016, Art 2º, p. 1-2).

Embora a PL 6.670/2016 ainda esteja aguardando votação na Câmara dos Deputados, ela demonstra a preocupação da sociedade de um modo geral pela garantia de melhores condições socioambientais, se mostrando como substancial não apenas para melhorar a própria legislação em vigor (Lei 7.802/89) como também um instrumento importante contra a PL do Veneno defendida sobretudo pelo setor do agronegócio brasileiro.

---

<sup>5</sup> Este documento foi convertido em Projeto de Lei PL nº 6.670 de 13 e dezembro de 2016 (FRIEDRICH *et al.*, 2021).

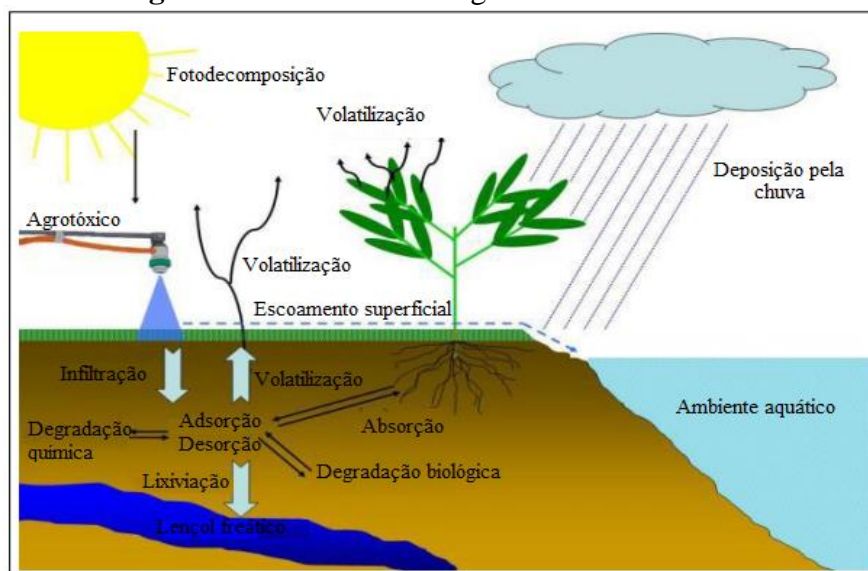
### 2.1.2 O comportamento dos agrotóxicos no ambiente

O uso crescente de agrotóxicos no Brasil tem contribuído para um grande problema que é o aguçamento da exposição ambiental a estes produtos e, por conseguinte, o aumento do risco a contaminação do meio, como por exemplo, o solo e a água.

A aplicação agrícola dos agrotóxicos pode ser realizada manualmente ou de forma mecânica, como ocorre comumente em monoculturas. Para tanto, o produto químico é diluído em água formando a calda tóxica para a pulverização aérea ou terrestre (SPADOTTO *et al.*, 2010).

Após a pulverização, o comportamento do agrotóxico no ambiente é determinado por vários processos químicos, físicos e biológicos. De acordo com Ribas e Matsumura (2009) e Spadotto *et al.* (2010), o destino do agrotóxico no ambiente é comandado pelos seguintes processos: sorção; transformação (degradação biológica e química) e o transporte (que pode ocorrer por meio da deriva, volatilização, lixiviação e escoamento superficial) (Figura 02).

**Figura 02-** Dinâmica dos agrotóxicos no ambiente



Fonte: STEFFEN, G.P; STEFFEN, R.B; ANTONIOLI, Z.I (2011)

De acordo com Américo *et al.* (2015, p. 105), a sorção é o processo de “retenção da molécula de agrotóxico no solo”. A degradação está associada a alterações nas moléculas dos agrotóxicos, as quais podem passar por processos físicos (fotodecomposição), biológicos (degradação microbiológica) e químicos, nos quais se destaca a hidrólise onde, por meio do contato com a água, as moléculas de agrotóxicos sofrem quebra de ligações químicas, formando novos compostos (OLIVEIRA e BRIGHENTI, 2011; GEBLER *et al.*, 2007).

Quanto ao transporte dos agrotóxicos, quando ocorre por meio da deriva, está sujeito as condições climáticas locais, podendo ser responsável por perdas entre 30% a 50%, conforme aponta Van Den Berg *et al.* (1999). Já no processo de volatilização, corresponde a transferência do elemento químico de uma superfície para a atmosfera (SILVA FILHO, 2009).

No que concerne a lixiviação, é o transporte por meio do perfil do solo, contaminando, além do próprio solo, o lençol freático, enquanto o transporte pelo escoamento superficial “propicia a contaminação das águas superficiais, devido ao transporte do agrotóxico absorvido às partículas do solo ou em solução” (MELLO *et al.* 2019, p. 40).

De modo geral, o destino do material escoado será um curso hídrico, lago, reservatório, etc., favorecendo a contaminação das águas superficiais.

Outra questão fundamental a respeito da destinação ambiental dos agrotóxicos é o aspecto químico destes produtos, além das próprias condições do meio que irá recebê-lo, ou seja, as características meteorológicas, do solo, topografia, etc. (SPADOTTO, *et al* 2010).

De acordo com Pignati, Oliveira e Silva (2014), a cana-de-açúcar está entre as produções agrícolas que mais utilizam agrotóxicos no Brasil, sendo assim, os autores destacam 16 dos principais agrotóxicos utilizados nesta cultura, tais como: 2,4-D, Amicarbe, Azafenidin, Carbofurano, Carbendazin, Clomazona, Diuron, Glifosato, Isoxaflutol, Etefon, Imazapique, Metribuzim, MSMA, Permetrina S, Tebutirom e Trifluralina. A intensificação no uso destes elementos químicos pode resultar em sérios danos, para além dos impactos ambientais, como à saúde humana a qual está cada vez mais exposta ao consumo de alimentos e água contaminados.

### **2.1.3 O uso de agrotóxicos e seus impactos na saúde humana**

A crescente utilização de agrotóxicos no Brasil tem trazido graves consequências à saúde da população. Segundo Bombardi (2017), entre 2007 a 2014 foram notificados mais de 25.000 casos de intoxicações, o que resulta em uma média de 3.125 registros por ano, ou ainda, 8 notificações diariamente.

Entretanto, de acordo com a Organização Mundial de Saúde- OMS- há casos de intoxicações que não são contabilizados, gerando grande número de subnotificações. Assim, para cada caso registrado, outros cinquenta não são notificados (CARNEIRO *et al.*, 2015). Se considerarmos este cálculo o número de intoxicações entre 2007 a 2014 no Brasil pode ter alcançado cerca de 1.250.000 (BOMBARDI, 2017).

Para Carneiro *et al.* (2015), a questão das subnotificações no Brasil perpassa por diversos fatores, entre eles a ineficácia do sistema de registro de notificações e da deficiência no controle e monitoramento do uso de agrotóxicos no país.

A exposição da população aos agrotóxicos pode levar a intoxicações agudas e crônicas. No caso da primeira, os efeitos podem surgir de imediato por meio de sintomas como sonolência, fraqueza, dor de cabeça, diarreia, dificuldades respiratórias, etc.; já as intoxicações crônicas não causam efeitos imediatos na saúde da população exposta, podendo aparecer após meses ou anos, (MONQUERO, INÁCIO e SILVA, 2009).

Deste modo, pode-se destacar que os trabalhadores que possuem contato direto com os agrotóxicos estão sujeitos principalmente aos efeitos agudos destes produtos químicos. Entretanto grande parte da população está suscetível ao contato indireto com os agrotóxicos, ou seja, por meio da ingestão diária de água e alimentos contaminados.

Portanto, a contaminação ambiental por agrotóxicos possui estreita relação com os impactos na saúde da população. A exemplo disso, em estudo feito pelo IBGE (2005), verificou-se que de 5.560 municípios avaliados, 2.263 possuem seus solos e cursos d'água contaminados, afetando uma população aproximada de 108 milhões de pessoas. Neste levantamento constatou-se que 68% da população brasileira tem sido atingida de alguma forma com a questão da poluição das águas, sendo os agrotóxicos a segunda causa de contaminação.

Em outra pesquisa realizada por Bombardi (2017) que estabelece comparações do Limite Máximo de Resíduos (LMR) em água potável entre o Brasil e a União Europeia. Considerando o herbicida mais vendido no Brasil em 2017, o Glifosato, nota-se que seu LMR na União Europeia é de 0,1µg/L, enquanto no Brasil esse valor chega a 500 µg/L, isto é, cinco mil vezes a mais. Outro exemplo relevante é o herbicida 2,4 D (segundo mais vendido no país neste mesmo período) que no Brasil possui limite de uso trezentas vezes mais que o recomendado pela União Europeia, ou seja 30 µg/L contra 0,1µg/L, respectivamente (BOMBARDI, 2017).

O Glifosato, que é o princípio ativo mais utilizado no Brasil foi indicado pela Organização Mundial da Saúde- OMS (2015) como potencial causador de mudanças na estrutura cromossômica de células e no DNA humano. Para Gasnier *et al.* (2009) este produto químico pode promover o aumento no número de células humanas provocando o câncer de mama, já Thongprakaisang *et al.* (2013) aponta para a desregulação endócrina em células hepáticas.

Entre 2009 e 2014 houve um aumento de 64% no uso de Glifosato no Brasil - de 118 mil para 194 mil toneladas (BOMBARDI, 2017). Tal crescimento, associado a grande

permissibilidade são alguns dos fatores que refletem na triste evolução no número de intoxicações decorrentes do uso de agrotóxicos.

Deste modo, destaca-se que exposição humana aos agrotóxicos possui estreita relação com a contaminação ambiental por estes produtos químicos, sendo necessário compreender tanto os fatores antrópicos que condicionam o aumento no consumo de agrotóxicos quanto as características físico-ambientais em que este produto é lançado.

## **2.2 O Conceito de Conectividade: Uma visão sistêmica dos processos na vertente e no canal fluvial**

### **2.2.1 Considerações sobre o conceito de Conectividade**

O conceito de conectividade nas pesquisas ambientais tem sido crescentemente adotado dentro de um viés interdisciplinar, o que permite sua aplicação por ciências como ecologia, hidrologia e geomorfologia (TURNBULL, 2008; WAINWRIGHT, *et al.*, 2011; FRYIS, 2013). Por consequência, diferentes perspectivas de análise vêm gerando variadas definições para este termo.

Oriunda das ciências ecológicas, a concepção de conectividade foi utilizada pela primeira vez por Merriam (1984) em estudos sobre a interação entre a estrutura da paisagem e as espécies, enfatizando o fluxo entre habitats. Neste sentido, a conectividade está associada ao grau de relação entre os elementos da paisagem, podendo facilitar ou coibir o movimento de organismos (TISCHENDORF e FAHIG, 2000).

Também dentro do âmbito ecológico, Pringle (2001) propõe o termo conectividade hidrológica ao considerar a água como elemento crucial na transferência de matéria, energia e organismos. Da mesma forma, Pringle (2003) e Tetzlaff *et al.* (2007) apresentam a importância da conectividade hidrológica na ecologia da paisagem tendo a água como agente de transporte e interrelação entre a fauna e a flora.

Dentro das ciências hidrológicas e geomorfológicas o termo conectividade hidrológica tem sido largamente aplicado no entendimento das interações entre água e sedimento nas bacias hidrográficas. Esta concepção é defendida por Hooke (2003) que considera este tipo de conectividade fruto do vínculo físico da água e do sedimento por meio do sistema fluvial.

Bracken e Crocke (2007) ao discutirem sobre o uso do conceito de conectividade na geomorfologia, identificam três principais formas de sua ocorrência: 1) por meio da inerência entre as formas de relevo- conectividade da paisagem; 2) pela dinâmica da água nas bacias

hidrográficas- conectividade hidrológica- e 3) através do deslocamento de sedimentos na bacia- conectividade sedimentológica.

Outra proposta terminológica utilizada tem sido a conectividade sedimentológica que pode ser definida como a transferência de sedimentos de uma área fonte à uma saída, sob o controle das zonas geomórficas da paisagem. No contexto da bacia hidrográfica (BH) esta transferência ocorre nas encostas, entre as vertentes e canais e dentro dos canais (FRYIS, 2013). Os vetores de transporte de sedimentos, conforme destacados por Peters *et al.* (2008) são a água, vento, geleiras, gravidade e animais, que por sua vez, movem o material em escala espacial variada.

De acordo com Hooke (2003) a conectividade de sedimentos é o transporte de sedimentos de determinado local (ou zona) para outro e a capacidade que uma partícula tem em se mover. Assim, há a necessidade de identificar as áreas de armazenamento de sedimentos bem como se o tempo armazenado corresponde a curto ou longo prazo de dissipação (ROCHA, 2015).

Zanandrea *et al* (2020) ao analisarem as definições de conectividade, verificam que alguns trabalhos tratam a transferência de sedimentos como conectividade hidrológica (HOOKE, 2003; BRACKEN e CROKE, 2007; TETZLAFF *et al*, 2007). Da mesma forma, a conceituação de Pringle (2001), dentro do âmbito ecológico, ao considerar a conectividade hidrológica como a transferência de matéria, implicitamente indica o transporte de sedimentos.

Outra terminologia que vem sendo utilizada mais recentemente é a conectividade hidrossedimentológica. Nesta concepção de conectividade considera- se:

[...] a transferência integrada de sedimentos por toda a bacia, de qualquer fonte possível para determinado ponto de controle em um sistema onde o vetor é única e exclusivamente a água, com ligações ao longo da cascata de sedimentos. (ZANANDREA *et al.*, 2020, p.438).

Nota- se que o referido termo proposto, tem grande similaridade com o conceito de conectividade de sedimentos, entretanto, enquanto esta última pode ter como vetor as geleiras, água ou vento, na conectividade hidrossedimentológica somente a água é levada em conta como agente de transporte.

O estudo da conectividade, segundo Wainwright (2011) pode ser realizado a partir das características estruturais e funcionais da paisagem. Assim, enquanto a conectividade estrutural se refere a taxa de transferência, que depende da extensão e da ligação física entre as unidades do relevo, a conectividade funcional é representada pela integração entre os componentes da

paisagem dada, como por exemplo, por eventos de precipitação, condicionando o escoamento superficial.

Esta análise pode ser feita dentro de uma escala espaço-temporal, portanto, os elementos estruturais, representados pelos aspectos geomorfológicos correspondem a escala espacial da conectividade, por outro lado, as propriedades hidrológicas, que estão associadas às características funcionais, dão a conectividade sua escala temporal (ZANANDREA *et al.*, 2020).

De modo geral, a conectividade ocorre em três dimensões espaciais, conforme definida por Brierly; Fryis e Jain (2006), a saber: longitudinal, lateral (ou transversal) e vertical. Na primeira dimensão há as relações entre montante e jusante da rede de drenagem, unindo os afluentes aos canais principais, refletindo na capacidade dos cursos d'água em transferir sedimentos.

No que tange a dimensão lateral ou transversal, é a relação do canal com a paisagem ao seu entorno, ocorrendo as interações vertente-canal ou planície aluvial-canal, tal dimensão permite o fornecimento de matéria aos canais como água, sedimentos e nutrientes. Por fim, a conectividade vertical está associada às relações que ocorrem entre superfície e subsuperfície, responsáveis pelas trocas hidrológicas, químicas e biológicas.

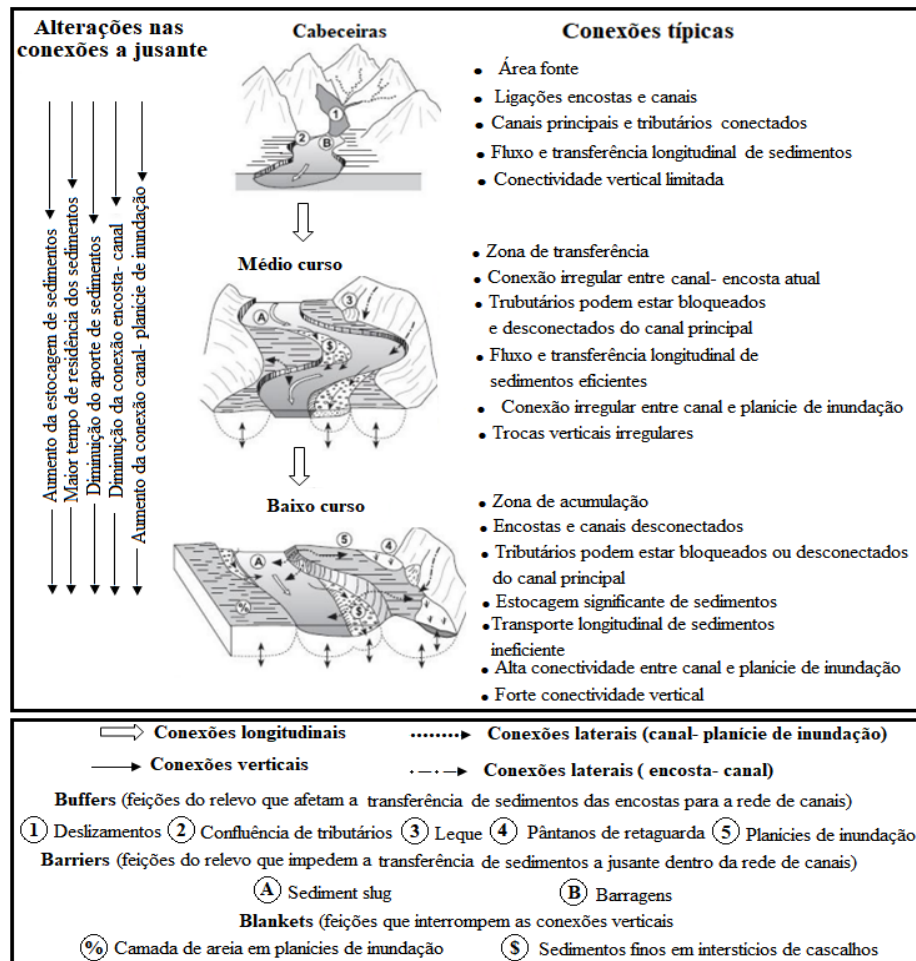
Além das dimensões espaciais de conectividade sobrecitadas, Ward (1989) apresenta uma outra categoria: o tempo. Esta quarta dimensão se sobrepõe às demais e está associada com a magnitude e frequência com que os eventos ocorrem- processos tectônicos, climáticos, alterações no uso da terra, entre outros-, permitindo mudanças nos elementos espaciais dentro da variabilidade temporal (FRYIS *et al.*, 2007; ROCHA, 2015).

O processo de conectividade entre os compartimentos de uma bacia hidrográfica pode ser atenuado ou impedido quando o material transportado encontra obstáculos em seu percurso. Tais obstáculos podem ser de origem natural ou criados pela sociedade e estão associados a desconectividade no transporte de matéria e energia.

Ao caracterizar a desconectividade, Zanandrea *et al.* (2020) salientam a descontinuidade no transporte de sedimentos que ocorre em virtude de alterações estruturais na paisagem (como a presença de barragens por exemplo), da ausência do elemento de transporte (como a água) e do escoamento na condução do material.

Brierley *et al.* (2006) ao analisarem os elementos geomorfológicos que interferem no transporte de sedimentos e sua circulação na BH, assim como sua relação com as dimensões espaciais da conectividade, destacam as zonas tampão (*buffers*), barreiras (*barrier*) e as zonas de cobertura (*blankets*) (Figura 03).

**Figura 03-** Exemplos de processos de (des) conectividades entre os compartimentos de uma bacia hidrográfica



Fonte: FRYIS *et al.* (2007). Tradução: DUARTE (2015).

As zonas tampão são caracterizadas por formas que impossibilitam a entrada de sedimentos nos canais, afetando a conectividade lateral; já as barreiras são obstruções que ocorrem na rede de canais e podem ser condicionadas pela estrutura geológica ou a construção de barragens estando, portanto, associada a conectividade longitudinal. Quanto as zonas de cobertura, são os sedimentos que recobrem outras morfologias, removendo eventualmente os depósitos de sedimentos em cascata, tendo sua interferência na conectividade vertical (FRYIS *et al.*, 2007).

Diante das considerações aqui expostas, o próximo item busca especificar os elementos que contribuem para a (des) conectividade hidrológica, dentro do viés das relações que ocorrem na dimensão transversal.

### **2.2.2 Fatores que influenciam a (des) conectividade hidrológica: uma abordagem sob a perspectiva da dimensão lateral**

Conforme já explicitado no item anterior, a conectividade lateral se dá no âmbito das relações entre vertente- canal e também entre planície de inundação e o canal fluvial. Esta dinâmica é essencial no processo de transferência de matéria e energia entre estes compartimentos da BH e a intensidade com que ocorrem estas interações estão associadas aos aspectos estruturais e funcionais da paisagem.

Destarte, alguns elementos são imprescindíveis ao analisar as características estruturais da conectividade sob a ótica da dimensão transversal, como por exemplo: a declividade, a rugosidade do terreno, a curvatura do relevo, o comprimento do percurso e a área efetiva de contribuição (ZANANDREA *et al.*, 2020).

Autores como Borselli; Cassi e Torri (2008) e Heckmann *et al.* (2018), tem ressaltado a significativa influência da declividade na conectividade pois em regiões com elevado gradiente há maior contribuição na geração de escoamentos superficiais com grande potencial erosivo, por outro lado, em relevos de declives suaves, verifica-se a diminuição da energia do escoamento e conseqüentemente um ambiente favorável a processos deposicionais. Outro elemento topográfico substancial é a rugosidade da superfície que possui grande contribuição à conectividade por influenciar as características hidráulicas e conseqüentemente a velocidade e o regime do escoamento superficial (ZANANDREA *et al.*, 2020)

Quanto a curvatura do terreno, esta tem papel fundamental na determinação da divergência ou convergência do escoamento pluvial, sendo as encostas com predominância de formas convergentes mais suscetíveis a processos erosivos e conseqüentemente onde ocorrem as maiores taxas de transmissão de sedimentos (GUERRA, 2011)

No que tange ao comprimento do percurso, se refere a distância que o material de transporte levará para chegar a um determinado compartimento da paisagem. Assim, se as encostas apresentam grande comprimento de percurso, maiores serão as chances do material sofrer algum impedimento em seu transporte, como eventuais obstáculos, sumidouros ou até mesmo a suavização do terreno (FRESSARD E COSSART, 2018).

A área efetiva de contribuição se refere a região de uma bacia a montante de uma determinada seção que tem potencial em direcionar o fluxo para um ponto de controle, “locais com grandes áreas de contribuição tendem a saturar mais rapidamente e a gerar escoamentos mais facilmente” (ZANANDREA *et al.*, 2020, p. 444).

Levando em conta as características estruturais das bacias hidrográficas nota-se que naturalmente as áreas ligadas ao alto curso são representadas pela maior produção de sedimentos resultantes de processos erosivos mais intensos. Já em seu médio curso há a predominância do transporte de matéria enquanto no baixo curso verifica-se certa tendência a deposição marcada principalmente pela formação das planícies de inundação.

Partindo desta concepção, Fryis *et al.* (2006) consideram que os processos de conectividade irão demonstrar esta tendência natural, com maiores taxas em cabeceiras e em vales encaixados e, por conseguinte, menores índices em áreas topograficamente suavizadas e marcadas pela estocagem dos sedimentos.

Segundo Heckmann *et al.* (2018), a atuação apenas das características estruturais não garante que o sedimento será transportado entre as unidades da bacia, necessitando de um vetor de transferência, que dará o caráter funcional da conectividade. Entre os elementos funcionais da conectividade, os autores elencam aqueles responsáveis por condicionar o escoamento superficial, como: precipitação, umidade antecedente do solo e os tipos de solos.

O principal agente do escoamento superficial é a precipitação, esta é caracterizada de acordo com sua magnitude, intensidade, duração e frequência. No que atine a umidade antecedente do solo, é essencial na avaliação da condição de saturação do solo antes do início do evento chuvoso.

Além das características naturais que contribuem para os aspectos estruturais e funcionais da conectividade, Harvey (1996) destaca a importância das ações humanas na intensificação da conectividade influenciada pelo aumento da carga sedimentar aos sistemas fluviais oriundos de processos degenerativos ocorridos nas vertentes. Portanto, as relações laterais da conectividade também podem ser potencializadas pela erosão acelerada, deslizamentos de terra resultantes da má ocupação das encostas, aumento substancial do escoamento superficial consequente da impermeabilização dos solos, etc.

Com relação a desconectividade hidrológica no âmbito da dimensão lateral, ocorre quando há a ineficiência no transporte de matéria e energia, que por sua vez, tendem a se armazenarem em determinados locais da paisagem. Harvey (2002) ao discutir sobre os bloqueios típicos das vertentes, salienta os depósitos de talus- frequentes em regiões montanhosas- e colúvios que normalmente recobrem as áreas mais baixas das encostas.

Fryis *et al.* (2007) em estudo realizado na bacia hidrográfica do rio Hunter, no sudeste da Austrália, identifica como principais elementos de desconectividade (*buffers*) ambientes como: sopé de encostas, leques aluviais, terraços, planície de inundação contínua, planície de inundação descontínua e tributários preenchidos (Tabela 01).

**Tabela 01-** Definição e funcionalidades dos *buffers* no alto curso da bacia do rio Hunter, SE da Austrália

Feição	Definição e posição	Como identificar e mapear	Efeito do bloqueio
<b>Sopé da encosta (piemonte)</b>	Terreno com declividade suave (encosta suave) que se encontra entre a encosta escarpada e planície de inundação. Muitas vezes há ocorrência de planícies de inundação ou leques aluviais adjacentes.	Superfície distintamente graduada correndo ao longo da margem do vale. Algumas dentro da planície de inundação.	Blocos de sedimentos derivados das encostas adjacentes, sedimentos que não podem ser transportados através da superfície.
<b>Leque aluvial</b>	Área com traçado convexo de sedimento que se irradia a partir de uma pequena rede afluyente, onde o fluxo emerge do confinamento para o fundo de vale. Muitas vezes existem planícies de inundação adjacentes.	Feição cônica localizada entre esporões de substrato rochoso ( <i>bedrock spurs</i> ). Trajeto do fluxo evidente na superfície.	Não ativo no momento. Impede o transporte de sedimentos de encostas e tributários alimentadores para o canal, pois os sedimentos não podem ser transportados pela superfície. Só podem ser retrabalhados se a incisão se estender por eles a partir do canal principal.
<b>Terraço</b>	Superfície elevada de antiga planície de inundação que raramente é inundada. Ocorre ao longo da margem do vale e, muitas vezes, é margeada por planície de inundação.	Feição escalonada (em degraus) encaixada entre uma margem do vale de leito rochoso e elevada se comparada à superfície da atual planície de inundação.	Não ativo no momento. Impede o transporte de sedimentos de encostas e tributários para o canal. Superfície elevada significa que fluxos contemporâneos não podem romper suas superfícies. Só podem erodir a partir do processo de expansão do canal. Sedimentos consolidados requerem condições de alta energia para que isso ocorra.
<b>Planície de inundação contínua</b>	Superfície plana adjacente à margem do canal em um vale lateralmente confinado. Podem estar encaixados entre margens de vales rochosos, terraços ou piemonte.	Superfície imediatamente adjacente à margem do canal com feições das unidades geomorfológicas de planície de inundação, como diques e paleocanais.	Impede o transporte de sedimento de encostas para o canal. Rompe o transporte longitudinal de material, removendo-o do canal. Superfícies atualmente ativas, mas exigem expansão dos canais para que elas sejam violadas.
<b>Planície de inundação descontinua</b>	Superfície plana adjacente à margem do canal em um vale parcialmente confinado. Podem estar encaixados entre margens de vales rochosos ou terraços.	Superfície imediatamente adjacente à margem do canal com feições da unidade geomorfológica de planície de inundação, como canais de inundação ( <i>floodchannels</i> ).	Impede o transporte de sedimento de encostas para o canal. Rompe o transporte longitudinal de material, removendo-o do canal. Superfícies atualmente ativas, mas exigem expansão dos canais para que elas sejam violadas.
<b>Tributário preenchido</b>	Sistema tributário preso atrás de um terraço ou planície de inundação.	Superfície do vale de preenchimento intacto sem canal bem definido que flui para a parte de trás de um terraço ou planície de inundação ao longo de um vale tributário.	Preso atrás de outras formas de <i>buffer</i> e desconectando a rede de tributários do fluxo principal do fundo do vale.

Fonte: FRYIS *et al.* (2007)

Para a referida autora os processos de desconectividade variam em uma escala temporal e espacial, deste modo o rompimento dos bloqueios laterais pode ocorrer de acordo com a intensidade do evento chuvoso, ampliando a captação efetiva.

Um exemplo dessa violação da desconectividade é comum principalmente na baixa vertente em eventos de cheias. Neste período a conectividade é reativada permitindo a remobilização dos sedimentos confinados das planícies para o canal fluvial (WALLING & HE, 1997; WALLING & OWENS, 2003; CROKE; FRYIS e THONPSON, 2013).

Outro elemento importante em atenuar as interrelações de conectividade são as coberturas arbóreas pela sua capacidade em armazenar sedimentos e minimizar a energia do escoamento pluvial, além de seu papel relevante na interceptação da precipitação, entretanto, a

intensidade com que este elemento atua sobre a desconectividade está intrínseco a densidade da vegetação (HECKMANN *et al.*, 2018).

Além dos fatores naturais, as alterações antrópicas também podem ter efeitos significativos na desconectividade. As formas de uso da terra são apontadas como principais agentes influenciadores neste processo. Dentre os diversos fatores, as práticas de terraceamento com o intuito de melhorar o aproveitamento agrícola, permitindo a mitigação da erosão e maior retenção da água escoada; a construção de estradas- atuando como um dique- impedindo a transferência de água e sedimentos, são alguns exemplos (GRIEBELER *et al.*, 1998; RESC, 2002).

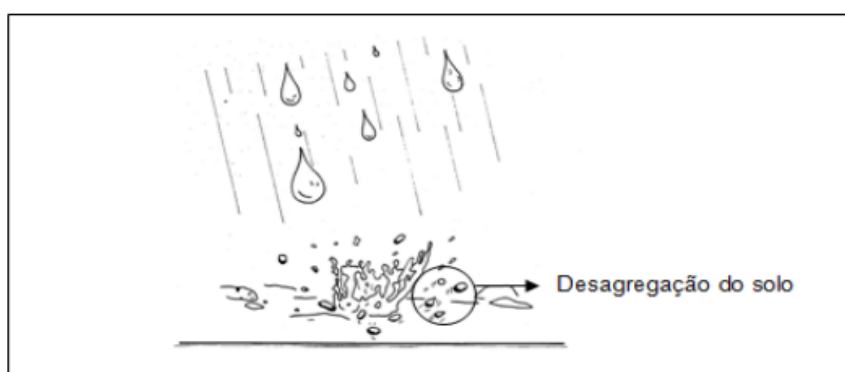
O transporte de matéria e energia pela conectividade hidrológica, sob a influência do escoamento superficial, estão intrínsecos a geração de processos erosivos como veremos a seguir.

### 2.3 Processos erosivos

A erosão dos solos, segundo Guerra (2011), é a retirada de suas camadas superficiais sob a ação de diversos elementos como água, vento e gelo, além do fator antrópico. Neste processo, tais vetores promovem o destacamento, transporte e deposição das partículas. No Brasil, onde climas quentes e úmidos são predominantes, os processos erosivos resultantes da influência pluviométrica tem sido os mais representativos.

O limiar da erosão pluvial ocorre pelo contato das gotas da chuva com o solo (desprotegido), causando o famigerado efeito *splash*, ou erosão por salpicamento (Figura 04), onde as partículas podem ser deslocadas tanto pelo impacto direto da ação da água no solo, quanto pelo choque que ocorre entre os sedimentos que se batem uns com os outros (GUERRA, 2015).

**Figura 04-** Erosão por *splash* ou salpicamento



Fonte: IPT (1999).

Casseti (1991) ao analisar os processos morfogenéticos das vertentes, destaca que dentre os aspectos climáticos, o escoamento superficial, oriundo da precipitação é um dos mais importantes fatores responsáveis pelos processos erosivos.

De acordo com Garcez e Alvarez (1988), o escoamento superficial consiste na fase do ciclo hidrológico em que há o deslocamento do conjunto de águas sobre a superfície do terreno, comandado pela força da gravidade. No mesmo viés, Tucci (2009) caracteriza o escoamento superficial como elemento integrante do ciclo no qual nota-se o movimento da água da chuva sobre a superfície da bacia tendo como destino principal uma determinada calha.

Ao definir a origem do escoamento superficial, Guerra (2011, p. 34) aponta seu caráter inicial difuso, relacionando-o com o processo de erosão laminar:

A água que escoar em superfície, a partir da saturação dos solos e/ou da formação de crostas, forma, antes de escoar, poças que rompem os obstáculos, dando origem ao escoamento superficial. Esse escoamento a princípio é difuso, podendo dar origem à erosão em lençol ou laminar.

A erosão laminar ou em lençol consiste na remoção de camadas finas do solo, ocasionado pelo escoamento difuso da água da chuva. Mesmo sem promover incisões no solo, esta forma de erosão é responsável por grandes prejuízos agrícolas devido a retirada da camada fértil do solo, além de remobilizar grande quantidade de sedimentos à jusante das encostas, contribuindo para o assoreamento dos rios (SANTORO, 2009).

O escoamento superficial quando concentrado tem como principal consequência a incisão da superfície do terreno, originando feições erosivas lineares representadas pelos sulcos, ravinas e voçorocas. Enquanto os sulcos são feições de até 0,5 m de espessura, as ravinas e voçorocas possuem dimensões maiores e demonstram o estágio mais avançado do processo erosivo.

Deste modo, o ravinamento é conceituado por Araujo, Almeida e Guerra (2013) como canais bem definidos onde o fluxo superficial se concentra sobre o solo. As ravinas em geral possuem dimensão vertical superior a 0,5 m, com fundo estreito em forma de “V” e rupturas de declive em suas cabeceiras (PRANDINI, 1975; OLIVEIRA, 1994; SALOMÃO, 1994).

No que atine as voçorocas, Guerra (2011) caracteriza-as como canais intermitentes que transportam água e sedimentos durante e logo após eventos de precipitação. Possuem dimensões superiores as ravinas, não sendo possível sua remoção pelo preparo agrícola do solo normal.

Para Vieira (1978, p.7) as voçorocas podem ser definidas como:

[...] depressões profundas circundadas por vertentes quase verticais que se alargam nas proximidades das cabeceiras devido à intensa atividade erosiva regressiva e se afunilam junto à foz do curso d'água que a percorre, cortando sedimentos arenosos de fraca coesão, sem apresentar forte declive longitudinal.

Assim, a evolução da ravina para a categoria de voçoroca está associada a intensificação da incisão vertical, tendo como consequência seu contato com o lençol freático. Neste estágio, processos erosivos superficiais e subsuperficiais passam a atuar concomitantemente, dando a voçoroca grande poder destrutivo (SALOMÃO, 1999).

Além da ação climática como elemento chave para o comando dos processos erosivos, por meio do escoamento superficial, diversos outros fatores contribuem para este processo, seja natural ou humano. Portanto, as características dos solos, do relevo e as formas de uso e cobertura da terra podem influenciar na magnitude destes impactos ambientais.

Quanto aos solos, Bertoni e Lombardi Neto (1999) salientam que sua textura -que são as características granulométricas das partículas- influenciará na quantidade de material que podem ser remobilizados pela erosão. Solos arenosos, apesar de seu caráter poroso, com rápida infiltração, possuem maior suscetibilidade à processos erosivos.

Em contrapartida, solos argilosos possuem a penetração de água reduzida devido à pouca porosidade, o que leva a maior suscetibilidade ao escoamento, porém, a maior coesão de suas partículas permite serem mais resistentes a erosão. Os referidos autores apontam ainda que a presença de matéria orgânica no solo pode aumentar a infiltração e conseqüentemente reduzir a perda de solos (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999).

Outra questão relativa a característica dos solos é com relação a sua estrutura, que por sua vez, está associada ao arranjo das partículas que o constitui como silte, areia, argila e matéria orgânica. “Devido as várias forças com diferentes intensidades, essas partículas se unem para formar unidades estruturais discretas chamadas de agregados” (BRADY e WEIL, 2013, p. 114). A resistência à erosão dos agregados está sujeita ao seu nível de desenvolvimento, ou seja, solos mais desenvolvidos possuem maior resistência à erosão, além de favorecer a infiltração (EMBRAPA, 2008).

Outro componente essencial para análise dos processos erosivos é o relevo e sua morfometria. Dentre os aspectos considerados deste elemento da paisagem tem-se: o índice de dissecação, a declividade e os tipos de vertentes. No que concerne ao índice de dissecação, se refere a relação entre o grau de entalhamento dos vales e a dimensão interfluvial (Quadro 03).

Regiões com grau de entalhamento dos vales muito fraca e ao mesmo tempo com dimensão interfluvial muito grande, possuem suscetibilidade natural a erosão muito baixa,

enquanto áreas de elevado índice de entalhamento dos vales e de dimensão interfluvial muito pequena, correspondem às regiões com fragilidade natural a processos erosivos muito forte.

**Quadro 03-** Matriz dos índices de dissecação

Grau de entalhamento dos vales	Dimensão interfluvial média				
	Muito Grande > 3.750	Grande 1750 a 3750	Média 750 a 1750	Pequena 250 a 750	Muito Pequena < 250
Muito Fraco < 20m	11	12	13	14	15
Fraco 20 a 40m	21	22	23	24	25
Médio 40 a 80m	31	32	33	34	35
Forte 80 a 160m	41	42	43	44	45
Muito Forte >160m	51	52	53	54	55

Fonte: ROSS (1992)

O gradiente do relevo interfere diretamente na velocidade do escoamento pluvial incorrendo na maior ou menor capacidade das encostas em gerar processos erosivos (BOTELHO, 2015). Assim, vertentes com elevado índice de inclinação são suscetíveis a gerar escoamentos superficiais de maior velocidade, demonstrando suscetibilidade à erosão muito forte, porém, encostas com declives suaves otimizam a intensidade da infiltração, sendo responsáveis por baixos índices de erosão. Entretanto, cabe ressaltar que as planícies de inundação, mesmo localizadas em regiões de baixa declividade, são áreas de riscos, para além de processos erosivos, devido sua alta suscetibilidade as cheias em eventos chuvosos, sendo inviáveis as formas de ocupação, principalmente em áreas urbanas.

Já os tipos de vertentes são responsáveis pela qualidade do escoamento, ou seja, as encostas convexas se caracterizam por distribuir os fluxos, estando associada principalmente à erosão laminar, enquanto as vertentes côncavas concentram o fluxo gerando feições erosivas preponderantemente de caráter linear (NISHYAMA, 1995).

No que tange ao uso e cobertura da terra, salienta-se o papel da cobertura sobretudo florestal na atenuação dos efeitos erosivos no solo (SANTORO, 2009). Ressalta-se assim, a função de dispersão e interceptação da chuva pela vegetação natural antes de chegar no solo, além disso, o próprio sistema radicular das árvores proporciona maior infiltração da água. Neste ambiente também verifica-se a quantidade relevante de matéria orgânica, que, uma vez

incorporada ao solo, contribui para a redução da velocidade do escoamento pluvial (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999).

A substituição da cobertura vegetal natural por outras formas de usos promove a aceleração de processos degenerativos consequente da relação adversa entre sociedade e natureza, principalmente quando não há o planejamento ambiental necessário.

Neste contexto, Casseti (1991) enfatiza que a apropriação do relevo pelo uso da terra, condicionado pelas ocupações humanas refletem na alteração do caráter natural da vertente. O limiar deste processo, de acordo com este autor, está na supressão da vegetação original, repercutindo em mudanças significativas nas relações processuais em um espaço de tempo curto, tendo como resultado a ação da morfogênese sobre a pedogênese.

Tal aceleração dos processos erosivos também foi destacado por Guerra (2011) que também aponta o desmatamento como crucial no desenvolvimento de demais atividades que contribuirão para a intensificação da erosão:

O processo tende a se acelerar à medida que mais terras são desmatadas para a exploração de madeira ou para a produção agrícola, uma vez que os solos ficam desprotegidos da cobertura vegetal e, conseqüentemente, as chuvas incidem direto sobre a superfície do terreno (GUERRA, 2011, p. 31-32).

Neste sentido, Fendrich *et al.* (1997) e Carvalho (2008) expõe como responsáveis pela erosão antrópica novas formas de ocupação que se sobrepõe a vegetação natural que abrange tanto desmatamentos e expansão agrícola, até a queima de restos vegetais, atividades pecuárias, entre outros.

A aceleração de processos degenerativos ao meio físico natural pode ser analisada sob a perspectiva da vulnerabilidade, que, partindo de uma análise integrada dos elementos que constituem a paisagem nos ajudam a compreender o quão vulnerável o ambiente está diante de sua exposição às intervenções antrópicas.

## **2.4 Vulnerabilidade ambiental**

### **2.4.1 Considerações sobre o conceito de vulnerabilidade**

O crescimento das disparidades sociais e da degradação ambiental, resultantes do processo de capitalismo- industrialização- urbanização, repercutiu no surgimento, na década de 1980, de uma abordagem, tanto teórica quanto metodológica, focada em desastres (sejam naturais ou tecnológicos), sob a perspectiva “não apenas de seus fatores físicos desencadeantes, mas com base no prisma das populações atingidas” (ALMEIDA, 2010 p.102).

Portanto, a compreensão de desastres e catástrofes naturais, provocados por eventos como furacões, ciclones, erupções vulcânicas, terremotos, deslizamentos de terras, inundações, tsunamis e avalanches, passou a ter uma visão mais holística, considerando as relações nos âmbitos social-natural-cultural-ambiental (ALMEIDA, 2010).

Dentro desta conjuntura, surge o termo vulnerabilidade que foi definido por Mitchel (1989) como o potencial de perda em um sistema, sendo substancial na análise de perigos e riscos, assim como de suma importância para estratégias que visem a atenuação de impactos resultantes de desastres naturais, seja nas escalas local, regional, nacional ou até mesmo global.

Embora o uso da vulnerabilidade na geografia data desde meados dos anos de 1980, este termo ainda apresenta interpretações diversas (CUTTER, 1996). Neste sentido, Almeida (2010), com base em Cutter (1996), esclarece que o conceito de vulnerabilidade possui algumas confusões e contradições consensuais, que por sua vez, acarretam em dificuldades na operacionalização do conceito, das quais destaca: a dificuldade em se compreender a multidimensionalidade do fenômeno analisado, abrangendo as dimensões social, cultural, ecológica, econômica, tecnológica, ambiental, entre outros; e a variedade de orientações de cunho epistemológico, como, por exemplo, ciências físicas, ecologia, análise espacial, política e humana, etc.

Do mesmo modo, Fushimi (2012), reitera a abrangência nas interpretações para a vulnerabilidade entre os pesquisadores que “a assimilam com outros conceitos e a adjetivam perante o objetivo de suas pesquisas” (2012, p. 40).

Considerando uma definição mais abrangente, Cutter (1996) expõe que a vulnerabilidade é o potencial de perda. A autora ainda prossegue afirmando que:

A vulnerabilidade inclui quer elementos de exposição ao risco (as circunstâncias que colocam as pessoas e as localidades em risco perante um determinado perigo), quer de propensão (as circunstâncias que aumentam ou reduzem a capacidade da população, da infraestrutura ou dos sistemas físicos para responder e recuperar de ameaças ambientais) (CUTTER, 2011, p. 60).

Diante da diversidade de elementos que podem estar associados a questão da vulnerabilidade, autores tem trabalho com este termo sob diversos pontos de vista.

Ribeiro (2010), por exemplo, considera como vulnerabilidade a capacidade da sociedade em se preparar para um evento catastrófico. Para o autor, tal preparação é dependente de alguns fatores como: a) a percepção do risco; b) capacidade de antever o desastre; e c) possibilidade de adoção de ações eficazes para assegurar a proteção do grupo social. Este autor,

em um viés social da vulnerabilidade, relaciona este termo a renda de um grupo social e como a camada menos favorecida da população está sujeita a situações de risco.

Na perspectiva da vulnerabilidade social, Confalonieri (2003) utiliza o referido conceito para caracterizar um grupo social afetado por eventos naturais. Estas definições, segundo o autor, vêm sendo utilizada por pesquisadores, essencialmente, em estudos sobre a prevenção de impactos oriundos de desastres naturais.

Adger (2006), destaca que a vulnerabilidade está atrelada a suscetibilidade a danos consequentes de impactos ambientais e sociais e a ausência no potencial de adaptação. Este autor salienta a importância do conceito de vulnerabilidade como ferramenta para descrever os danos causados ao meio físico e social, assim como para orientar ações que promovam a redução dos riscos.

Para o autor sobrecitado, a vulnerabilidade está ligada aos seguintes fatores: exposição, sensibilidade e capacidade adaptativa. A compreensão destes fatores permite analisar áreas de maior ou menor vulnerabilidade. Portanto, a exposição está relacionada a duração em que o sistema está sob interferência das perturbações. Quanto a sensibilidade, se refere ao grau de absorção, pelo sistema, das pressões a eles provocadas. Já a capacidade adaptativa, é o potencial que um sistema tem em se ajustar a um dano sofrido.

Utilizamos no presente trabalho o conceito de vulnerabilidade dentro da perspectiva ambiental. Deste modo, buscamos enfatizar o conceito de vulnerabilidade ambiental, elencando algumas definições sobre o termo, como veremos a seguir.

#### **2.4.2 Concepções sobre a vulnerabilidade ambiental**

Na perspectiva da vulnerabilidade ambiental, Figueiredo *et al.* (2007, p. 400) salientam que esta conceituação “está relacionada com a suscetibilidade de uma área em sofrer dano quando submetida a uma determinada ação”.

Segundo Tagliani (2003, p.42), a vulnerabilidade ambiental “pode ser entendida como o grau de exposição que determinado ambiente está sujeito a diferentes fatores que podem acarretar efeitos adversos”, podendo os impactos ambientais serem, ou não, consequentes de atividades socioeconômicas.

De acordo com Costa *et al.* (2007) a vulnerabilidade ambiental está associada a degradação do meio natural, como por exemplo, a erosão do solo, assoreamento, contaminação da água e do solo, entre outros.

O conceito de vulnerabilidade ambiental é utilizado por Fushimi (2016) relacionado às práticas sociais que provocam alterações na paisagem, associadas aos componentes da natureza, podendo causar o aparecimento ou aceleração de processos erosivos.

Para Aquino, Paletta e Almeida (2017), a vulnerabilidade ambiental compreende o risco pelo qual o meio está exposto, reafirmando que:

a vulnerabilidade ambiental pode ser definida como o grau em que um sistema natural é suscetível ou incapaz de lidar com os efeitos das interações externas. Pode ser decorrente de características ambientais naturais ou de pressão causada por atividade antrópica; ou ainda de sistemas frágeis de baixa resiliência, isto é, a capacidade concreta do meio ambiente em retornar ao estado natural de excelência, superando uma situação crítica (AQUINO, PALETTA e ALMEIDA, 2017, p. 15).

O sistema, segundo a definição de Tricart (1977) é um conjunto de componentes que se interagem pelo fluxo de matéria e energia. Tal fluxo produz relações de dependência recíproca, originando uma nova unidade ecodinâmica. A compreensão dessa dinâmica dos componentes da natureza é de suma importância para coibir certos equívocos concernentes ao planejamento ambiental e, portanto, considerar que as ações da sociedade são exercidas sobre uma natureza em constantes mudanças, que evoluem de acordo com as próprias leis, que são por sua vez complexas (TRICART, 1977).

Villa e McLeod (2002) defendem que para a avaliação da vulnerabilidade ambiental é necessário a definição do conceito que mais se adequa aos objetivos da pesquisa; a definição do sistema a ser avaliado, bem como a escolha dos indicadores ambientais.

Figueirêdo *et al.* (2010, p. 15), ao avaliarem a vulnerabilidade ambiental às pressões oriundas de atividades agroindustriais, utilizam como sistema a bacia hidrográfica. Desta forma, os autores definem a vulnerabilidade ambiental como “a susceptibilidade de um sistema à degradação ambiental”.

Pedro Miyazaki (2014, p. 99), em uma perspectiva integradora, ressalta que a medida em que a sociedade altera as dinâmicas naturais, o ambiente pode se tornar mais vulnerável. Sendo assim, “o conceito de vulnerabilidade deve abranger, de forma conjunta, a análise das condições do ambiente, envolvendo a sociedade e a natureza e suas interrelações”.

A referida autora também salienta que:

Não basta identificar áreas de risco, ou de vulnerabilidade com a utilização de variáveis que não permitam a representação espacial (por meio do mapeamento) num contexto histórico e geográfico pertinentes, muito menos não identificar as causas e as possíveis respostas do ambiente frente à determinada situação de perigo. As variáveis utilizadas devem permitir a compreensão das relações sociedade e natureza,

bem como a forma de produção do espaço geográfico, considerando um contexto histórico que envolva apropriação e ocupação passível de ser mapeado (PEDRO MIYAZAKI, 2014 p. 91).

Assim, entendemos neste trabalho que os processos de vulnerabilidade ambiental nas bacias hidrográficas objeto de estudo estão associados a contaminação ambiental por agrotóxicos. Consideramos, portanto, a influência humana (sob a perspectiva da expansão da monocultura canavieira) na promoção de ações deletérias ao meio físico, como a contaminação do escoamento superficial e dos sedimentos pelo uso excessivo de agrotóxicos.

Levando em conta uma análise sistêmica, avaliamos as variáveis que condicionam o escoamento superficial e a erosão laminar em correlação com a expansão canavieira e o consequente uso de agrotóxicos para avaliar a vulnerabilidade à contaminação ambiental na área em questão, nas escalas espacial (mapeamento) e temporal (identificação das alterações ao longo do tempo).

### 3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Grande parte das pesquisas científicas no ramo das Ciências da Terra (como a Geografia Física e a Geomorfologia) são organizadas em etapas que abrangem trabalhos de gabinete, de campo e procedimentos laboratoriais (ROSS, FIERZ e VIEIRA, 2010).

Para os referidos autores, o trabalho de gabinete consiste em pesquisas bibliográficas, levantamento de dados e produção cartográfica. No que se refere a pesquisa de campo, os autores caracterizam- a como um processo de observação e descrição do objeto estudado, o que pode incluir experimentos de campo, ou até mesmo a coleta de amostras para posteriores análises laboratoriais.

O presente trabalho tem se desenvolvido a partir de estudos realizados em gabinete e campo. Quanto aos procedimentos em gabinete, foram necessários para a elaboração do aporte teórico e a produção cartográfica.

Considerando o levantamento bibliográfico, foi por meio dele que se pode compreender os principais conceitos temáticos que fundamentam este trabalho, tais como: Apropriação do Relevo; Uso de Agrotóxicos; Conectividade Hidrológica; Processos Erosivos; Vulnerabilidade Ambiental e Aspectos socioambientais da área de estudo, os quais compreendem suas características físico- ambientais e seu histórico de uso e ocupação.

O material utilizado para o desenvolvimento dos conceitos teóricos constituiu- se em livros, teses, dissertações, artigos e produções técnicas. Estes, por sua vez, estão disponíveis em bibliotecas, sites acadêmicos e órgãos públicos, portanto, as bases de dados dos referidos documentos foram: Biblioteca da FCT/Unesp; Biblioteca Virtual Unesp- Minha Biblioteca-; Biblioteca Virtual Pearson; Banco de Teses e Dissertações (BDTD); Repositório Unesp; Google Acadêmico; Comitê de Bacias Hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe, NOVACANA, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística- IBGE, Ministério da Saúde, Agência Nacional de Vigilância Sanitária- ANVISA, Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente e do Estado de São Paulo (SIMA) e o Instituto de Pesquisas Tecnológicas- IPT.

O mapeamento se realizou com o uso do Sistema de Informação Geográfica -SIG- ArcGis 10.3 por meio do qual foram gerados os mapas elementares e os mapas-resultados<sup>6</sup>, para a compreensão da dinâmica ambiental e territorial da área de estudo. Assim, o processo de obtenção destes produtos foram abordados nos itens subsequentes.

---

<sup>6</sup> Consideramos como mapas elementares aqueles essenciais para a localização da área de estudo e dos pontos analisados em campo, bem como, para a caracterização do meio físico e do uso e cobertura da terra. Já os mapas resultados correspondem aqueles utilizados na análise dos resultados da pesquisa.

### 3.1 Elaboração dos mapas elementares

Com relação aos mapas elementares, temos a: localização da área de estudo; localização dos pontos de realização de campo; geologia; hipsometria; declividade; tipos de solos e uso da terra e cobertura vegetal (Quadro 04).

**Quadro 04-** Informações gerais sobre os mapas elementares

Tipos de mapas	Arquivos/dados	Escala/ resolução espacial	Fonte (s)
Localização da área de estudo	<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
	<i>Shapefile</i> dos estados brasileiros	1:250.000	IBGE (2015)
Pontos de realização de trabalhos de campo	<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
	Imagem de satélite	5 m	GOOGLE EARTH (2021)
Geologia	<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
	<i>Shapefile</i> da geologia	1:750.000	CPRM (2006)
Hipsometria	<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
	Modelo Digital de Elevação- MDE	30 m	SRTM (2000)
Declividade	<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
	Modelo Digital de Elevação- MDE	30 m	SRTM (2000) e ROSS (1994)
Pedologia	<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
	<i>Shapefile</i> dos tipos de solos	1:250.000	ROSSI (2017)
Uso e cobertura da terra	<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
	Imagens de satélite	30 m	LANDSAT (2021)
	<i>Shapefile</i> da cana-de-açúcar	30 m	MAPBIOMAS (2020)

**Elaboração:** DEGRANDE, E.J.S

Todos os mapas tiveram como limite territorial as bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe, sendo os *shapefiles* destas áreas obtidos do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE, 2019), na escala de 1: 50.000. Para o mapa de localização da área de estudo, também foi necessário o limite dos estados brasileiros, disponibilizado pelo IBGE (2015) na escala de 1: 250.000. Quanto à localização dos pontos de realização dos trabalhos de campo, obteve-se a partir de imagens de satélite, no *Google Earth* (2021), em resolução espacial de 5 m.

Por meio de informações vetoriais fornecidas pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas-IPT (1981), pode -se mapear a geologia da área de estudo na escala de 1: 500.000. A

caracterização geomorfométrica ocorreu por intermédio dos mapas de índices de dissecação, hipsometria e declividade. Quanto ao primeiro, baseou-se no mapeamento geomorfológico do estado de São Paulo apresentado por Ross e Moroz (1997), na escala de 1: 500.000.

Tanto para o mapa hipsométrico quanto para o de declividade, a base de dados foram Modelos Digitais de Elevação -MDE, concedidas pelo *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM, 2000), com resolução de 30 m. O primeiro processamento dessas imagens se pautou na criação de um mosaico, por meio das ferramentas *Data Management Tools>Raster> Raster Dataset> Mosaic*. Uma vez criado, o mosaico passou pelo processo de preenchimento dos espaços nulos com o uso dos recursos *Spatial Analyst Tools> Hydrology> Fill*, gerando um novo arquivo *raster* que serviu de base para o cálculo das demais variáveis geomorfométricas.

No que concerne a hipsometria, foi calculada por meio dos itens *Properties> Symbology> Stretched*. Já a declividade foi gerada com o auxílio das ferramentas *3D Analyst Tools> Raster Surface> Slope*. Após esta etapa, a declividade passou pelo processo de reclassificação: *Spatial Analyst Tools>Reclass> Reclassify*, onde foi aplicada as classes para declividade segundo Ross (1994) (Quadro 05).

**Quadro 05-** Classificação de declividade

Classes	Declividade
1	Até 6%
2	6 a 12%
3	12 a 20%
4	20 a 30%
5	Acima de 30%

Fonte: ROSS (1994)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

Outra variável do meio físico mapeada, foi a pedologia a qual fundamentou-se na proposta de Rossi (2017) para os tipos de solos no estado de São Paulo, em escala de 1: 250.000.

A fim de analisar a dinâmica territorial da área de estudo, elaborou-se também o mapa de uso e cobertura da terra. Para tanto, considerou-se os anos de 2002, 2007, 2013, 2017 e 2019. Assim, este mapa foi gerado a partir de imagens dos satélites *Landsat 7 ETM + C2 L2* (referente aos anos 2002 e 2007) e *Landsat 8 OLI/TIRS C2 L2* (para os períodos de 2013, 2017 e 2019), na escala de 1:250.000 e resolução de 30 m, disponibilizado pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (*Geological Survey United States- USGS*).

Devido a abrangência espacial das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe foi necessário o uso de quatro cenas para cada ano. Portanto, as datas das cenas podem ser observadas no Quadro 06.

**Quadro 06-** Datas da aquisição das cenas utilizadas para a realização do mapeamento do uso e cobertura da terra.

Cenas	2002	2007	2013	2017	2019
1	25/09	07/09	30/08	10/09	16/09
2	15/08	14/09	06/09	17/09	23/09
3	06/08	05/09	13/09	23/09	30/09
4	06/08	05/09	13/09	07/08	30/09

Fonte: USGS (2021)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

Após a obtenção das imagens, gerou-se o mosaico por meio das ferramentas *Data Management Tools>Raster> Raster Dataset> Mosaic*, na sequência, este último arquivo passou por tratamento denominado composição de bandas, no qual se utilizou as bandas 6-5-4, resultando em um novo *raster* com falsa cor. Nesta nova imagem iniciou-se o processo de classificação supervisionada, realizada por intermédio dos seguintes instrumentos: *Classification> Maximum Likelihood Classification*.

As classes identificadas foram: corpos d'água, área urbana, cobertura florestal, pastagem, cana-de-açúcar, outras lavouras temporárias e solo exposto (Adaptado do IBGE, 2013). Cabe ressaltar que a categoria cana-de-açúcar não foi obtida pela classificação supervisionada, porém, pelo projeto Mapbiomas. Sendo assim, esta classe foi incorporada às demais com o auxílio das ferramentas *Geoprocessing>Union*. Salienta-se também que a classe solo exposto se refere a áreas de pastagem degradada.

Para além dos produtos cartográficos elencados acima, foram produzidos os mapas-resultados, especificados a seguir.

### 3.2 Elaboração dos mapas-resultado

Os mapas-resultados foram organizados em 4 fases, que por sua vez, estão atrelados aos objetivos específicos. Portanto, buscou-se com a geração destes produtos: 1) a avaliação da expansão da cana-de-açúcar e sua relação com os índices de apropriação das subbacias hidrográficas e da pressão direta de seus canais de drenagem por esta cultura, bem como o uso de agrotóxicos na área de estudo; 2) a estimativa do escoamento superficial; 3) a verificação dos processos erosivos, e, 4) a análise da vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos utilizados na cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas. As informações gerais sobre cada mapa realizado estão contidas no Quadro 07.

Quadro 07- Informações gerais sobre os mapas- resultados

Fases	Objetivos	Tipos de mapas	Arquivos/dados	Escala/resolução espacial	Fontes
1- Avaliação da expansão da cana-de- açúcar e sua relação com os índices de apropriação das subbacias hidrográficas e de pressão direta de seus canais de drenagem por esta cultura, bem como com o uso de agrotóxicos na área de estudo.	1- Avaliar a expansão da cana- de- açúcar e sua relação com os índices de apropriação das subbacias hidrográficas e de pressão direta de seus canais de drenagem por esta cultura, bem como com o uso de agrotóxicos na área de estudo.	Implantação das usinas sucroalcooleiras	Dados sobre a implantação das usinas	-	NOVACANA (2021)
			<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
			<i>Shapefile</i> dos municípios	1:250.000	IBGE (2015)
		Expansão da cana- de- açúcar	<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
			<i>Shapefile</i> dos compartimentos da bacia hidrográfica	1:50.000	SIMA (2013)
			<i>Shapefile</i> da área de cana- de- açúcar	30 m	MAPBIOMAS (2020)
		Índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana- de- açúcar	<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
			<i>Shapefile</i> das subbacias hidrográficas	1:50.000	SIMA (2013)
			<i>Shapefile</i> da área de cana- de- açúcar	30 m	MAPBIOMAS (2020)
		Índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana- de- açúcar	<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
			<i>Shapefile</i> das subbacias hidrográficas	1:50.000	SIMA (2013)
			<i>Shapefile</i> da área de cana- de- açúcar	30 m	MAPBIOMAS (2020)
			<i>Shapefile</i> da rede de drenagem	1:50.000	SIMA (2013)
		Uso de agrotóxicos	<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
			<i>Shapefile</i> das subbacias hidrográficas	1:50.000	SIMA (2013)
			<i>Shapefile</i> da área de cana- de- açúcar	30 m	MAPBIOMAS (2020)
Dados de uso de agrotóxicos por hectare na cultura canavieira	-		PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014)		
2- Analisar o escoamento superficial E sua relação com áreas destinada a cana-de- açúcar	2- Analisar o escoamento superficial E sua relação com áreas destinada a cana-de- açúcar	Grupos Hidrológicos de Solo (GHS)	<i>Shapefile</i> dos tipos de solos	1:250.000	ROSSI (2017)
			<i>Shapefile</i> da rede de drenagem	1:50.000	SIMA (2013)
			<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
		<i>Curve Number</i>	Mapa de GHS ( <i>raster</i> )	1:250.000	ROSSI (2017)
			<i>Shapefile</i> dos tipos de solos	1:250.000	ROSSI (2017)
			<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
			Mapa de uso e cobertura da terra	30 m	LANDSAT (2020) e MAPBIOMAS (2020)
			Dados sobre o complexo hidrológico solo-vegetação	-	SARTORI, LOMBARDI NETO e GENOVEZ(2005)
		Capacidade máxima de infiltração	Mapa de CN ( <i>raster</i> )	30 m	ROSSI (2017); LANDSAT (2020); MAPBIOMAS (2020) e SARTORI, LOMBARDI NETO e GENOVEZ(2005)
			<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
			<i>Shapefile</i> da rede de drenagem	1:50.000	SIMA (2013)
		Média de precipitação anual	Dados de precipitação	-	DAEE (2020)
			<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
		Estimativa de escoamento superficial	Mapa de capacidade máxima de infiltração ( <i>raster</i> )	30 m	ROSSI (2017); LANDSAT (2020); MAPBIOMAS (2020); SARTORI e PRUSKI GRIEBELER e SILVA (2001)
			Mapa da média de precipitação anual ( <i>raster</i> )	30 m	DAEE (2020)
			<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)

Continuação...

Fases	Objetivos	Tipos de mapas	Arquivos/dados	Escalas/resolução espacial	Fontes
2- Analisar o escoamento superficial	2- Analisar o escoamento superficial e sua relação com áreas destinadas a cana-de-açúcar	Estimativa de escoamento superficial em áreas com cana-de-açúcar	Mapa de estimativa de escoamento superficial ( <i>raster</i> )	30 m	LANDSAT (2021); MAPBIOMAS (2020); SRTM (2000); ROSSI (2017); PRUSKI, GRIEBELER e SILVA (2001); DAEE (2020) e TUCCI (2009)
			<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
			<i>Shapefile</i> da área com cana-de-açúcar	30 m	MAPBIOMAS (2020)
3- Verificação dos processos erosivos	3- Verificar os processos erosivos e sua relação com áreas destinadas a cana-de-açúcar	Erosividade (Fator R)	<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
			Dados de Erosividade	-	NETEROSIVIDADE
			<i>Shapefile</i> da rede de drenagem	1:50.000	IBGE (2013)
		Erodibilidade (Fator K)	<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
			<i>Shapefile</i> dos tipos de solos	1:250.000	ROSSI (2017)
			Dados de erodibilidade	-	MORETTI (2001); CARVALHO et al. (1997); HAMADA et al. (1995); RIBEIRO e ALVES (2007)
		Uso e cobertura da terra e práticas conservacionistas (Fatores C e P)	Mapa de uso e cobertura da terra	30 m	LANDSAT (2021) e MAPBIOMAS (2020)
			Valores dos fatores C e P	-	RIBEIRO e ALVES (2007)
		Comprimento de rampa e declividade (Fatores LS)	MDE	30 m	SRTM (2000)
		Estimativa de perdas de solos por erosão laminar	Fator R ( <i>raster</i> )	-	NETEROSIVIDADE
			Fator K ( <i>raster</i> )	1:250.000	MORETTI (2001); CARVALHO et al. (1997); HAMADA et al. (1995); RIBEIRO e ALVES (2007)
			Fatores C e P ( <i>raster</i> )	30 m	LANDSAT (2021); MAPBIOMAS (2020)
			Fatores LS ( <i>raster</i> )	30 m	SRTM (2000)
			<i>Shapefile</i> da rede de drenagem	1:50.000	IBGE (2013)
			<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
		Estimativa de sedimentos exportados por erosão laminar	Mapa de estimativa de perdas de solos por erosão laminar ( <i>raster</i> )	30 m	MORETTI (2001); CARVALHO et al. (1997); HAMADA et al. (1995); RIBEIRO e ALVES (2007); LANDSAT (2021); MAPBIOMAS (2020); SRTM (2000)
			<i>Shapefile</i> da rede de drenagem	1:50.000	IBGE (2013)
			<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
		Estimativa de sedimentos exportados por erosão laminar em áreas com cana-de-açúcar	Mapa de estimativa de sedimentos exportados por erosão laminar ( <i>raster</i> )	30 m	MORETTI (2001); CARVALHO et al. (1997); HAMADA et al. (1995); RIBEIRO e ALVES (2007); LANDSAT (2021); MAPBIOMAS (2020); SRTM (2000)
			<i>Shapefile</i> da área com cana-de-açúcar	30 m	MAPBIOMAS (2020)
			<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
			<i>Shapefile</i> da rede de drenagem	1:50.000	IBGE (2013)
		Identificação de processos erosivos lineares	<i>Shapefile</i> do cadastro de erosões lineares do estado de São Paulo	1:50.000	IPT (2012)
<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000		DAEE (2019)		

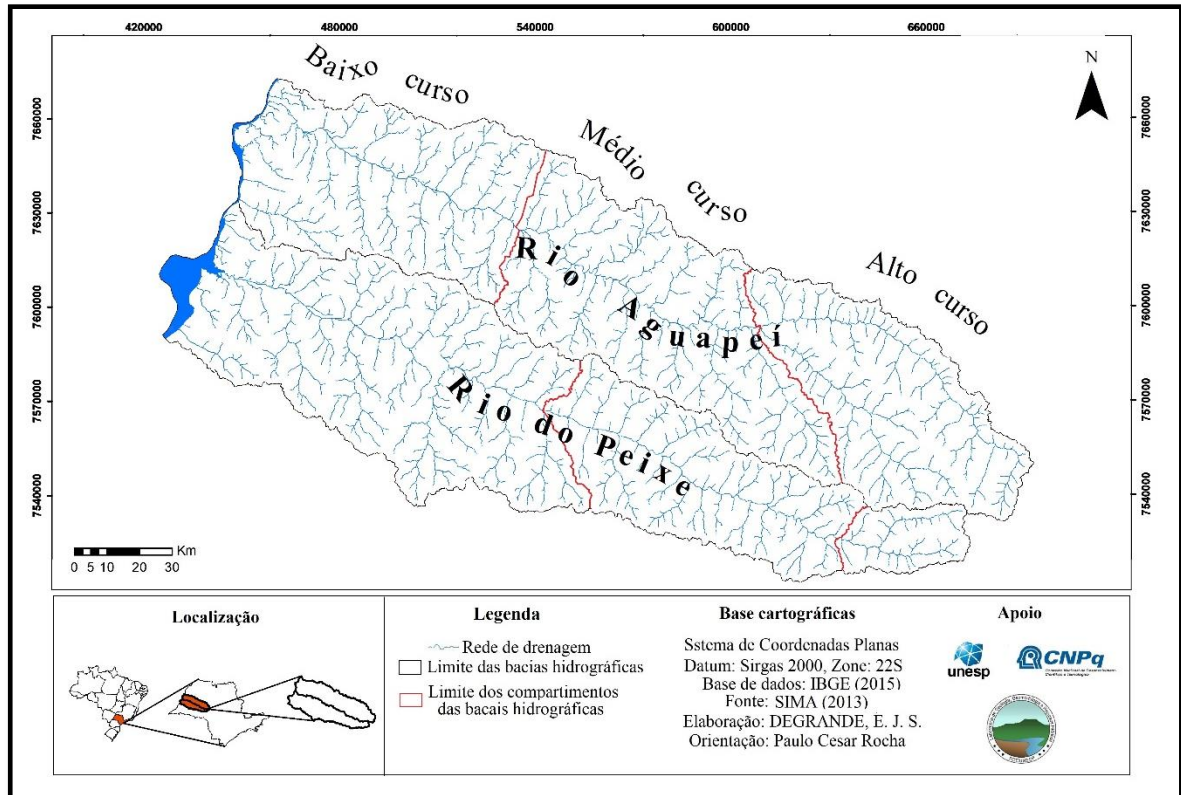
Continuação...

Fases	Objetivos	Tipos de mapas	Arquivos/dados	Escalas/resolução espacial	Fontes
4- Análise da vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos utilizados na cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas	4- Estimar a contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial	Estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial em áreas com cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas	Mapa do uso de agrotóxicos nas subbacias hidrográficas ( <i>raster</i> )	30 m	PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014) e MAPBIOMAS (2020)
			Mapa de estimativa do escoamento superficial em área com cana- de- açúcar ( <i>raster</i> )	30 m	LANDSAT (2021); MAPBIOMAS (2020); SRTM (2000); ROSSI (2017); PRUSKI, GRIEBELER e SILVA (2001); DAEE (2020) e TUCCI (2009)
			<i>Shapefile</i> das subbacias hidrográficas	1:50.000	SIMA (2013)
			<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
			<i>Shapefile</i> da rede de drenagem	1:50.000	IBGE (2013)
	5- Estimar a contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados	Estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados em áreas com cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas	Mapa do uso de agrotóxicos nas subbacias hidrográficas ( <i>raster</i> )	30 m	PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014) e MAPBIOMAS (2020)
			Mapa de estimativa de sedimentos exportados por erosão laminar em áreas com cana- de- açúcar ( <i>raster</i> )	30 m	MORETTI (2001); CARVALHO <i>et al.</i> (1997); HAMADA <i>et al.</i> (1995); RIBEIRO e ALVES (2007); LANDSAT (2021); MAPBIOMAS (2020); SRTM (2000)
			<i>Shapefile</i> das subbacias hidrográficas	1:50.000	SIMA (2013)
			<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
			<i>Shapefile</i> da rede de drenagem	1:50.000	IBGE (2013)
	6- Analisar a vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos	Vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana- de- açúcar	Mapa de estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial em áreas com cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas	30 m	PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014); MAPBIOMAS (2020); LANDSAT (2021); MAPBIOMAS (2020); SRTM (2000); ROSSI (2017); PRUSKI, GRIEBELER e SILVA (2001); DAEE (2020); TUCCI (2009) e SIMA (2013)
			Mapa de estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados em áreas com cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas ( <i>raster</i> )	30 m	PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014); MAPBIOMAS (2020); MORETTI (2001); CARVALHO <i>et al.</i> (1997); HAMADA <i>et al.</i> (1995); RIBEIRO e ALVES (2007); LANDSAT (2021); MAPBIOMAS (2020); SRTM (2000)
			Mapa do índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana- de- açúcar ( <i>raster</i> )	1:50.000	MAPBIOMAS (2020) e SIMA (2013)
			<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas	1:50.000	DAEE (2019)
			<i>Shapefile</i> da rede de drenagem	1:50.000	IBGE (2013)
			<i>Shapefile</i> dos compartimentos da bacia hidrográfica	1:50.000	SIMA (2013)
			Vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas	Mapa de estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial em áreas com cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas	30 m
		Mapa de estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados em áreas com cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas ( <i>raster</i> )		30 m	PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014); MAPBIOMAS (2020); MORETTI (2001); CARVALHO <i>et al.</i> (1997); HAMADA <i>et al.</i> (1995); RIBEIRO e ALVES (2007); LANDSAT (2021); MAPBIOMAS (2020); SRTM (2000)
		Mapa do índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas ( <i>raster</i> )		1:50.000	MAPBIOMAS (2020) e SIMA (2013)
		<i>Shapefile</i> das bacias hidrográficas		1:50.000	DAEE (2019)
				<i>Shapefile</i> dos compartimentos da bacia hidrográfica	1:50.000
		<i>Shapefile</i> da rede de drenagem	1:50.000	IBGE (2013)	

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Com relação ao mapeamento relativo aos resultados, cabe ressaltar que o mapa de expansão da cultura canieira nas BH e o de vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos também foram analisados entre os compartimentos: alto, médio e baixo curso, de acordo com a divisão proposta pelo SIMA (2013), conforme observado na Figura 05.

**Figura 05-** Compartimentos das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

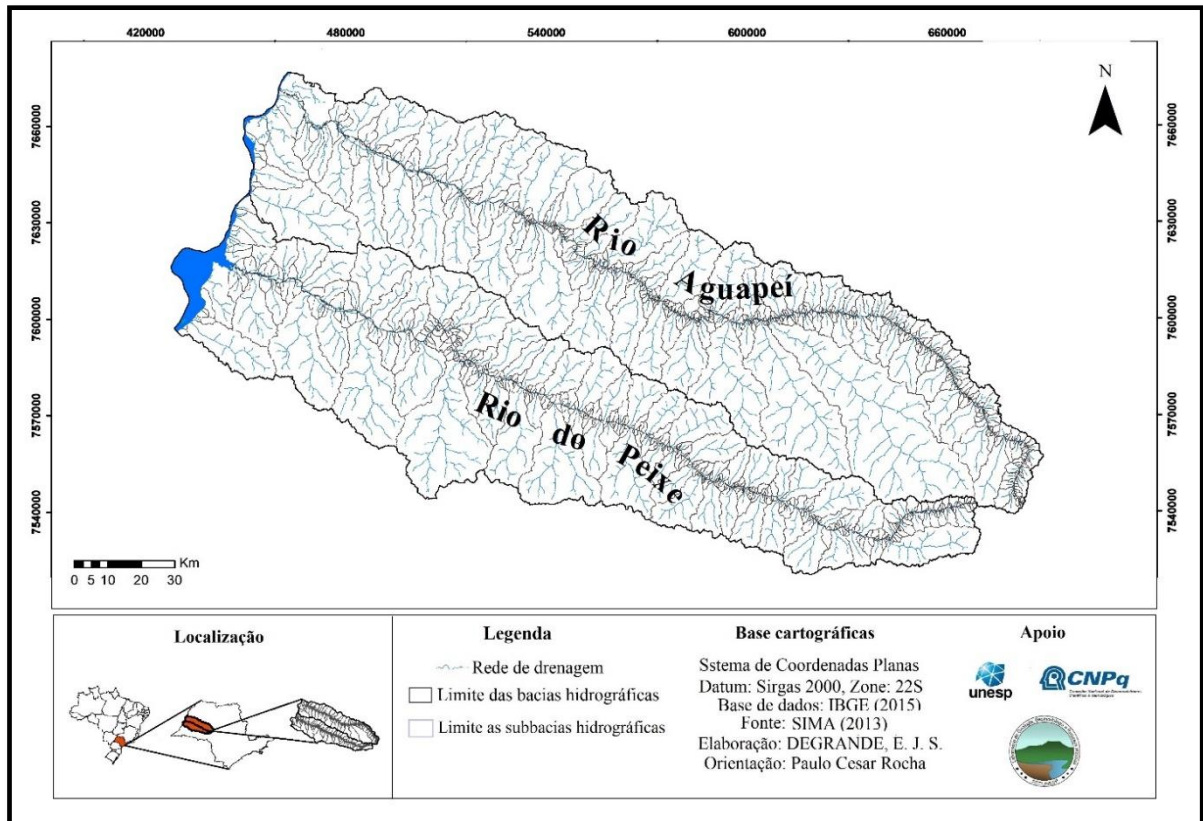


**Fonte:** SIMA (2013)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

Outra unidade territorial considerada foram as subbacias hidrográficas (Figura 06). Estas foram utilizadas para analisar os índices e apropriação das subbacias hidrográficas e pressão direta de seus canais de drenagem pela cana-de-açúcar, o uso de agrotóxicos, a estimativa de contaminação por agrotóxico do escoamento superficial e dos sedimentos exportados e a vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos (este último também analisado entre os compartimentos). A opção por trabalharmos estes resultados por meio de subbacias hidrográficas se fez devido esta unidade territorial nos auxiliar na melhor compreensão da dinâmica espacial do fenômeno analisado ao longo do tempo.

**Figura 06-** Subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fonte: SIMA (2013)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Quanto a escala espacial, os resultados foram analisados considerando os anos de 2002, 2007, 2013, 2017 e 2019.

### 3.2.1 Avaliação da expansão da cana-de-açúcar e sua relação com os índices de apropriação das subbacias hidrográficas e de pressão direta de seus canais de drenagem por esta cultura, bem como com o uso de agrotóxicos

Para a análise da expansão canavieira nas BH foi necessária a produção cartográfica acerca da expansão da cana-de-açúcar; das usinas sucroalcooleiras; dos índices de apropriação das subbacias hidrográficas e pressão direta de seus canais de drenagem pela cana-de-açúcar, o uso de agrotóxicos e o número de agrotóxicos proibidos no Brasil encontrados na água para consumo humano.

### 3.2.1.1 Implantação das indústrias canavieiras e expansão da cana- de- açúcar

Para a análise da implantação das usinas sucroalcooleiras nas BH, teve-se como limite os municípios, adquiridos do IBGE (2015), assim como, informações sobre o período de implantação das indústrias canavieiras, disponibilizadas pelo NOVACANA (2021).

Quanto ao mapeamento da expansão da cana- de- açúcar, teve como limite o território das bacias hidrográficas, fornecido pelo SIMA (2013) além de sua compartimentação em alto, médio e baixo curso, disponibilizado pelo SIMA (2013).

Os dados sobre a expansão da cana- de- açúcar se basearam em informações obtidas do Mapbiomas (2020), o qual tem efetuado o mapeamento do uso da terra do território brasileiro com o auxílio de imagens *Landsat 7 e 8* (2021). A escala temporal considerada para a aquisição dos dados foram os anos de 2002, 2007, 2013, 2017 e 2019.

### 3.2.1.2 Índices de apropriação e pressão

Os índices de apropriação e pressão<sup>7</sup> expressam as relações espaço- temporais que ocorrem na área estudada, influenciadas pelas mudanças no uso e cobertura da terra. Sob a perspectiva da expansão da cana- de- açúcar, a aplicação dos referidos índices nos permitiu mensurar as transformações que esta cultura vem ocasionando, bem como auxiliar na estimativa de possíveis impactos socioambientais adversos.

O cálculo do índice de apropriação teve como base a proposta de Rocha (2017). De acordo com os autores, a relação entre a área plantada de cana- de- açúcar e o território da bacia hidrográfica é dada pelo Índice de Apropriação da Bacia Hidrográfica- IABH. Sua quantificação é realizada a partir da seguinte expressão (Equação 1):

$$IABH = \frac{Aca}{ABH} \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

**IABH**= índice de apropriação da bacia ou subbacia hidrográfica (SBH);

**Aca**= área da bacia ou subbacia hidrográfica apropriada pela cana- de- açúcar;

**ABH**= área da bacia ou subbacia hidrográfica.

Para o mapeamento do IABH tivemos como base de dados os *shapefiles* das subbacias hidrográficas fornecidos pelo SIMA (2013) e da cana- de- açúcar, obtida do Mapbiomas (2020).

---

<sup>7</sup> Para o cálculo destes índices utilizamos apenas a classe de uso da terra Cana- de- Açúcar.

O primeiro passo foi calcular as áreas- em hectares- das subbacias hidrográficas e da cana- de- açúcar em suas respectivas tabelas de atributos, por meio da ferramenta *Calculate Geometry*.

Na sequência, calculamos a área de cana- de- açúcar presente em cada subbacia hidrográfica. Deste modo, correlacionamos a área com cana- de- açúcar (de toda a bacia hidrográfica) com a das subbacias hidrográfica por intermédio dos procedimentos *Analisis Tools > Statistic > Tabulate Intersection*. O resultado desta etapa foi a geração de um arquivo (tabela em formato *dbf*) com informações acerca do hectare de cana- de- açúcar em cada SBH.

O arquivo *dbf* foi adicionado a tabela de atributos do *shapefile* das subbacias hidrográficas, com o uso do instrumento *Join and Relates*, permitindo o cálculo das informações concernentes a Equação 1.

Na Tabela 02 podemos observar o cálculo, no SIG, do IABH a partir da tabela de atributos do *shapefile* de subbacias hidrográficas. Quanto a coluna A, é relativa as informações importadas do arquivo *dbf*, já a coluna B consiste no valor da área das subbacias hidrográficas. No caso da coluna C, foi criada para a aplicação da Equação 1, que por sua vez, se realizou com o uso da ferramenta *Field Calculator*. Assim, a correlação entre os dados da coluna A (área com cana- de- açúcar na subbacia hidrográfica) e da coluna B (área das subbacia hidrográfica) resultou nos índices mostrados na coluna C.

**Tabela 02-** Cálculo do IABH no SIG

Bac_IABH			A	B	C		
FID	Shape *	OBJECTID 1	Cana_Subbac	ha 1	Area_Subbac	PERCENTAGE	IABH
736	Polygon	4988	16.6	47372	18.1	91.7	0.9
268	Polygon	4135	224.1	47372	248.5	90.1	0.9
267	Polygon	4134	65.2	47372	74.2	87.9	0.8
548	Polygon	4614	85.1	47372	97.2	87.5	0.8
649	Polygon	4835	19.4	47372	22.2	87.3	0.8
285	Polygon	4123	114.5	47372	131.4	87.1	0.8
694	Polygon	4898	226.6	47372	264.4	85.7	0.8
702	Polygon	4912	2027.2	47372	2372.7	85.4	0.8
629	Polygon	4804	493.9	47372	586.3	84.2	0.8
567	Polygon	4660	140.8	47372	169.0	83.3	0.8
257	Polygon	4080	160.2	47372	192.1	83.3	0.8
623	Polygon	4789	1178.4	47372	1437.6	81.9	0.8
633	Polygon	4814	247.0	47372	301.7	81.9	0.8
681	Polygon	4874	439.2	47372	536.6	81.8	0.8
696	Polygon	4902	70.3	47372	86.2	81.5	0.8
686	Polygon	4887	320.4	47372	394.3	81.2	0.8
418	Polygon	4892	67.2	47372	83.3	80.6	0.8
723	Polygon	4952	546.2	47372	679.2	80.4	0.8
599	Polygon	4725	143.6	47372	181.9	78.9	0.7
661	Polygon	4850	54.5	47372	69.1	78.8	0.7
242	Polygon	4037	121.9	47372	156.8	77.7	0.7
375	Polygon	4341	57.6	47372	74.4	77.5	0.7
411	Polygon	4385	304.0	47372	392.6	77.4	0.7
779	Polygon	5202	1868.5	47372	2429.1	76.9	0.7
708	Polygon	4919	946.3	47372	1230.6	76.8	0.7
431	Polygon	4407	3382.4	47372	4399.5	76.8	0.7
579	Polygon	4674	105.8	47372	137.8	76.7	0.7
465	Polygon	4454	27.7	47372	36.16	76.5	0.7
351	Polygon	4313	527.4	47372	689.2	76.5	0.7

Fontes: SIMA (2013); MAPBIOMAS (2020); ROCHA (2017)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

Os resultados do IABH são valores adimensionais que variam de 0 a 1- obtidos pela aplicação do método *quantile* do Arcgis<sup>8</sup> 10.3- de modo que quanto mais próximo de 0, menor o índice, por outro lado, valores próximos a 1 indicam elevado índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana- de- açúcar (ROCHA., 2017). Neste mapa, dividimos estes índices em cinco classes (Quadro 08).

**Quadro 08-** Classes do IABH nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Classes	IABH
1	0,1
2	0,2
3	0,3
4	0,4
5	1

Fonte: ROCHA (2017)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

O IPDCD<sup>9</sup> é uma adaptação do Índice de Pressão da Cana- de- açúcar sobre os Canais de Drenagem (IPCD) proposto por Rocha (2017). Tal índice se trata da relação entre os canais de drenagem interseccionada pela cana- de- açúcar, em uma área de influência de 100 m e a drenagem da bacia hidrográfica. Este índice foi obtido pelo resultado da Equação 2:

$$\text{IPDCD} = \frac{\text{EDCa}}{\text{ED}} \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

**IPDCD**= índice de pressão direta da cultura da cana- de- açúcar sobre os canais de drenagem;

**EDCa**= extensão da drenagem com cana- de- açúcar (em uma área de influência de 100 m);

**ED**= extensão da drenagem (total da subbacia hidrográfica).

Quanto ao mapa de IPDCD os arquivos vetoriais fundamentais para sua elaboração foram a rede de drenagem das BH, disponibilizada pelo IBGE (2015), além dos itens utilizados

<sup>8</sup> O método *quantile* divide os intervalos das classes de acordo com sua distribuição no histograma, de modo que onde há maiores concentrações do fenômeno representado, há mais divisões entre os intervalos. Devido a análise espacial ser avaliada em uma escala temporal que levou em conta os anos de 2002, 2007, 2013, 2107 e 2019, aplicamos o método *quantile* para todos os anos e, em seguida, realizamos a média para cada classe, assim, foi possível utilizar uma única legenda representativa para todos os anos considerados. Esta técnica nos permitiu melhor compreender a dinâmica espaço-temporal do fenômeno avaliado.

<sup>9</sup> A alteração da sigla se fez necessária pois consideramos que além da influência direta da cana- de- açúcar sobre os canais de drenagem, há também a influência indireta desta cultura mesmo em áreas mais a montante dos cursos hídricos.

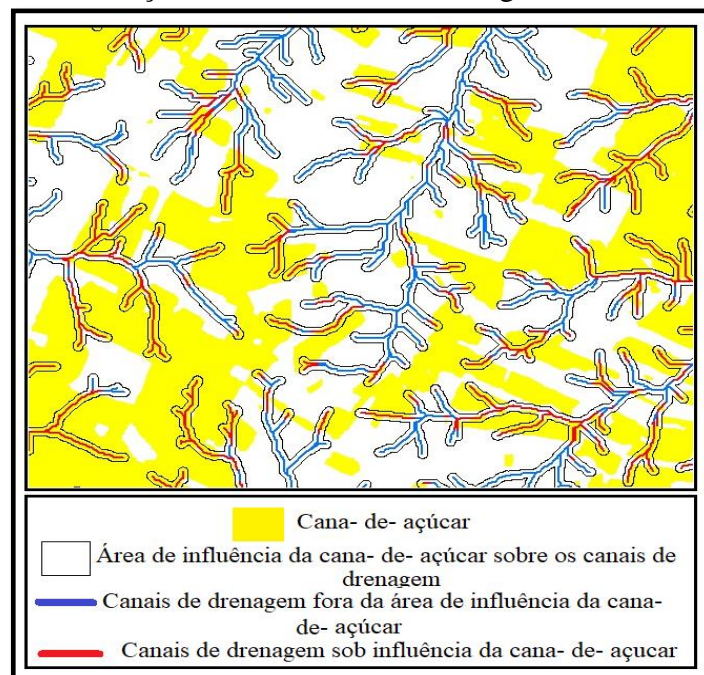
para a geração do mapa anterior, como os *shapefiles* das subbacias hidrográficas (SIMA, 2013) e da cana- de- açúcar (MAPBIOMAS, 2020).

A primeira etapa do mapeamento se pautou em calcular a extensão dos canais de drenagem em cada SBH. Este procedimento se realizou por meio das ferramentas *Analisis Tools > Statistic > Tabulate Intersection*, gerando um arquivo (tabela) em formato *dbf*, este último foi adicionado a tabela de atributos do *shapefile* de subbacias hidrográficas com o auxílio da ferramenta *Join and Relations*.

O próximo passo foi verificar a drenagem sob a influência da cana- de- açúcar em cada subbacia hidrográfica, efetuado pelo processo *Geoprocessing > Intersect*. Os dados de entrada foram os *shapefiles* de cana- de- açúcar e da rede de drenagem. Para que o SIG considere a área de influência da cana- de- açúcar sobre a drenagem, no item *Tolerance*, foi adicionado o valor 100 m. Na Figura 07, podemos observar o resultado deste processamento, onde os canais de drenagem interseccionados pela cana- de- açúcar são apresentados em vermelho.

Na sequência, quantificamos a extensão da drenagem sob a influência da cana- de- açúcar em cada SBH. Para tanto, novamente usamos as ferramentas *Analisis Tools > Statistic > Tabulate Intersection*. O arquivo *dbf* gerado neste processo foi incorporado a tabela de atributos do *shape* de subbacias hidrográficas, para então efetuarmos o cálculo concernente a Equação 2.

**Figura 07-** Intersecção entre os canais de drenagem e a cana- de- açúcar



Fonte: ROCHA (2017)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

A Tabela 03 demonstra o cálculo realizado na tabela de atributos das SBH. Assim, a coluna A se refere a extensão dos canais de drenagem sob a influência da cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas; a coluna B indica a extensão de toda a drenagem em cada subbacia hidrográfica, já a coluna C revela o resultado da relação entre A e B, com a geração do IPDCD.

**Tabela 03-** Cálculo do IPDCD no SIG

IPCD							
	A			B			C
	int4 OID	int4 ha	int4 km 1	Dren Subbar Cana	rio2 km	Dren Subbar Total	IPDCD
8	28.3	5734.3	0.6	18594.9	0.7	0.8	
49	69	5734.3	0.8	18594.9	1.1	0.8	
24	41.6	5734.3	0.8	18594.9	1.0	0.7	
116	176.7	5734.3	2.4	18594.9	3.1	0.7	
133	212.6	5734.3	2.1	18594.9	2.8	0.7	
264	2372.7	5734.3	25.2	18594.9	33.1	0.7	
196	619	5734.3	5.7	18594.9	7.5	0.7	
10	30.6	5734.3	0.3	18594.9	0.4	0.7	
7	22.5	5734.3	0.6	18594.9	0.8	0.7	
54	74.2	5734.3	1.3	18594.9	1.7	0.7	
200	663.1	5734.3	7.4	18594.9	10	0.7	
92	131.4	5734.3	1.7	18594.9	2.3	0.7	
202	664.8	5734.3	6.9	18594.9	9.8	0.7	
191	536.6	5734.3	5.2	18594.9	7.4	0.7	
69	97.2	5734.3	1.1	18594.9	1.6	0.7	
16	36.5	5734.3	0.3	18594.9	0.5	0.7	
194	586.3	5734.3	6.4	18594.9	9.3	0.6	
55	74.4	5734.3	0.8	18594.9	1.1	0.6	
237	1437.6	5734.3	13.6	18594.9	20.2	0.6	
124	192.1	5734.3	2.3	18594.9	3.4	0.6	
266	2429.1	5734.3	23.2	18594.9	34.7	0.6	
50	69.1	5734.3	0.7	18594.9	1.1	0.6	
281	4399.52	5734.3	43.0	18594.9	65.3	0.6	
253	2204.4	5734.3	20.5	18594.9	31.3	0.6	
153	280.1	5734.3	3.0	18594.9	4.6	0.6	
164	329.5	5734.3	3.3	18594.9	5.1	0.6	
211	860.4	5734.3	7.4	18594.9	11.5	0.6	

Fontes: IBGE (2015); MAPBIOMAS (2020); ROCHA (2017)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

Assim como no índice anterior, o IPDCD varia de 0 a 1 (*quantile*), sendo que quanto mais perto de 1, maior é a pressão dos canais de drenagem pela cana-e-açúcar. O Quadro 09 demonstra as classes consideradas:

**Quadro 09-** Classes do IPDCD nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Classes	IPDCD
1	0,1
2	0,2
3	0,3
4	0,4
5	1

Fonte: ROCHA (2017)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

### 3.2.1.3 Uso de agrotóxicos

Segundo Pignati *et al.* (2017), no Brasil, os dados acerca do consumo de agrotóxicos são insuficientes, dificultando pesquisas no âmbito ambiental e da saúde. Tal carência contraria a própria Lei nº 12.527 de 18 de novembro de 2011, que garante o acesso à informação<sup>10</sup>.

No intuito de contribuir com estimativas que envolvem os impactos causados pelos agrotóxicos, Pignati, Oliveira e Silva (2014) propuseram a espacialização do uso de agrotóxicos nos municípios brasileiros, indicando a quantidade deste produto em diversas culturas, dentre elas a cana-de-açúcar. Para tanto, foi considerado dados como “receituários agronômicos contendo o uso de agrotóxicos por município, volume (litros) utilizado, tamanho da área tratada e tipo de “praga a combater” (Pignati *et al.*, 2017, p. 3.282).

Portanto, considerou-se para a cana-de-açúcar, 4,8 litros de agrotóxicos por hectare (PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA, 2014). Com base neste valor, propomos neste trabalho a estimativa do uso de agrotóxicos nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe, a partir da correlação entre a área de cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas (em ha) e a quantidade de agrotóxicos aplicados, como apresentado pela Equação 3.

$$UASBH = Aca * 4,8 \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

**UASBH**= Uso de Agrotóxicos nas Subbacias Hidrográficas (em litros/ano);

**Aca**= Área com cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas (em hectare);

**4,8 l**= quantidade (litros/ano) de agrotóxicos utilizados em cada hectare de cana-de-açúcar.

Para a confecção deste mapa tivemos como dados vetoriais as subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe (SIMA, 2013) e a área total da cana-de-açúcar (Mapbiomas, 2020). Com o uso dos instrumentos *Analisis Tools > Statistic > Tabulate Intersection*, quantificamos a área de cana-de-açúcar em cada SBH. Estas informações foram levadas para a tabela de atributos do *shapefile* de subbacias hidrográficas, onde foi aplicado a Equação 3, por meio do item *field calculator*.

---

<sup>10</sup> Para o cálculo do uso de agrotóxicos por hectare na cana-de-açúcar, procuramos, primeiramente, obter o valor do uso de agrotóxicos pelos municípios. A solicitação dos dados foi realizada por meio da Lei de Acesso à Informação, a qual disse não possuir tais dados. Outros órgãos foram consultados, como: Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA), Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SIMA), Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Observatório de Saúde Ambiental e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), entretanto, todos informaram não dispor destas informações.

Desta forma, na tabela de atributos das SBH estão as informações concernentes a área da cana- de- açúcar na subbacia hidrográfica, representada pela coluna A. Quanto a aplicação do cálculo para estimar o uso de agrotóxicos se refere a coluna B (Tabela 04).

**Tabela 04-** Cálculo de UASBH no SIG

sub_ag							A		B
FID	Shape *	OBJECTID 1	ha	OID	ha *	ha 1	AREA	PERCENTAGE	sub_ag.UABH
306	Polygon	4248	82624,9	534	82624,9	47372	29696,3	35,9	142542,7
316	Polygon	4268	151846	535	151846	47372	26403,4	17,3	126736,5
720	Polygon	4943	49048,9	533	49048,9	47372	19826,5	40,4	95167,4
750	Polygon	5051	31401,9	529	31401,9	47372	19576,7	62,3	93968,6
650	Polygon	4836	45230	531	45230	47372	17797,7	39,3	85429,4
706	Polygon	4917	31862,4	530	31862,4	47372	15998,1	50,2	76790,9
761	Polygon	5095	21227,8	521	21227,8	47372	12850,1	60,5	61680,8
311	Polygon	4255	48435,2	532	48435,2	47372	12196	25,1	58541,1
682	Polygon	4876	25430,6	528	25430,6	47372	11989	47,1	57547,5
731	Polygon	4969	24043	523	2404,3	47372	11615,2	48,3	55753,3
780	Polygon	5217	17413	512	17413	47372	10572,1	60,7	50746,3
627	Polygon	4802	25321,4	527	25321,4	47372	10333,8	40,8	49602,6
612	Polygon	4766	20943,1	520	20943,1	47372	10280,2	49	49345,1
776	Polygon	5170	18395,1	515	18395,1	47372	9830,5	53,4	47186,5
734	Polygon	4976	21748,2	522	21748,2	47372	9408,6	43,2	45161,3
718	Polygon	4941	24576,9	524	24576,9	47372	9277,9	37,7	44535,2
698	Polygon	4904	19122,5	517	19122,5	47372	8537,5	44,6	40980
746	Polygon	5026	24872,3	526	24872,3	47372	8505,6	34,1	40827
699	Polygon	4907	17160,7	511	17160,7	47372	8229,4	47,9	39501,1
769	Polygon	5132	14453,1	508	14453,1	47372	7953,3	55	38176,1
775	Polygon	5157	19048,8	516	19048,8	47372	7368,1	38,6	35366,8
778	Polygon	5189	17527,1	513	17527,1	47372	7251,3	41,3	34806,3
783	Polygon	5258	11628,6	505	11628,6	47372	6437,6	55,3	30900,8
757	Polygon	5082	15061,3	509	15061,3	47372	6163,7	40,9	29586,2
589	Polygon	4696	10703,5	502	10703,5	47372	5783,1	54	27759,2

Fonte: PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

O resultado foi a geração de cinco classes- *quantile*- de UASBH, em litros, de modo que a classe 1 apresenta os menores valores, enquanto a 5, demonstra elevado UASBH, (Quadro 10).

**Quadro 10-** Classificação do Uso de Agrotóxicos nas Subbacias Hidrográficas

Classes	UASBH (litros/ano)
1	0,1-2.808
2	12.793
3	23.654
4	48.007
5	> 48.007

Fonte: PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

Neste item também foi elaborado o mapeamento acerca de agrotóxicos proibidos no Brasil, porém detectados na água para o consumo humano entre os municípios das BH. Este produto cartográfico foi gerado a partir do *shapefile* dos municípios (IBGE, 2015) e dos dados sobre os tipos de agrotóxicos encontrados na água para consumo humano dos municípios brasileiros entre 2014 a 2019, disponibilizados pela ANVISA (2019).

Identificou-se nove agrotóxico não permitidos em território nacional. Assim, os municípios foram agrupados em quatro classes, de acordo com a quantidade de agrotóxicos encontrados, a saber (Quadro 11):

**Quadro 11-** Número de agrotóxicos proibidos no Brasil encontrados na água para consumo humano entre os municípios das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Classes	Número de agrotóxicos proibidos no Brasil encontrados na água para consumo humano
1	0 - 4
2	5 - 7
3	8 - 9
4	Municípios que não informaram

Fonte: ANVISA (2019)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

### 3.2.2 O modelo hidrológico *Curve Number* como método para a estimativa do escoamento superficial associado a expansão da cana- de- açúcar

O mapeamento do escoamento superficial nas bacias hidrográficas aqui estudadas baseou- se no método *Curve Number* (CN). Desenvolvido pelo *Soil Conservation Service* (SCS, 1954), este modelo hidrológico é utilizado para estimar (além do escoamento superficial), o transporte de sedimentos, o fluxo dos rios, a recarga da água, a umidade do solo e a infiltração (BARRETO- NETO & SOUZA FILHO, 2003).

A aplicação do referido modelo depende de informações a respeito das chuvas na área analisada, assim como, do complexo hidrológico solo- vegetação que por sua vez considera a umidade inicial, o uso, o tipo, além da condição hidrológica do solo (PRUSKI; GRIEBELER e SILVA, 2001). Tendo em vista estas variáveis, as etapas deste procedimento contaram com a geração dos mapas: grupos hidrológicos de solos, uso e cobertura da terra, CN, capacidade máxima de infiltração, média de precipitação anual, estimativa do escoamento superficial, e, por fim no mapa de escoamento superficial em áreas com cana- de- açúcar.

### 3.2.2.1 Geração do mapa de CN

A elaboração do mapa com os valores de CN parte da relação entre os elementos solos e uso e cobertura da terra. No que tange aos solos, devem ser reclassificados considerando sua condição hidrológica, de acordo com a proposta do SCS (1954). Neste sentido, os solos foram agrupados, levando em conta sua capacidade de infiltração e a geração de escoamento (SARTORI, 2004).

A fim de ajustar a metodologia à realidade brasileira, Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005), propuseram quatro grandes grupos hidrológicos de solos. Tendo em vista tal proposição e as classes de solos definidas pelo mapeamento pedológico para o estado de São Paulo realizado por Rossi (2017), os solos das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe foram reclassificados, conforme observado no Quadro 12.

**Quadro 12:** Classificação dos Grupos Hidrológicos de solos nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Classes de solos	Grupos hidrológicos de solos
Latosolos vermelhos	<p style="text-align: center;"><b>Grupo A</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Solos muito profundos (prof. &gt; 200 cm) ou profundos (100 a 200 cm);</li> <li>- Solos com alta taxa de infiltração e com alto grau de resistência e tolerância à erosão;</li> <li>- Solos porosos com baixo gradiente textural (&lt; 1,20);</li> <li>- Solos de textura média;</li> <li>- Solos de textura argilosa ou muito argilosa, desde que a estrutura proporcione alta macroporosidade em todo o perfil;</li> <li>- Solos bem drenados ou excessivamente drenados;</li> <li>- Solos com argila de atividade baixa (Tb), minerais de argila 1:1;</li> <li>- A textura dos horizontes superficial e subsuperficial pode ser média/média, argilosa/ argilosae muito argilosa/ muito argilosa.</li> </ul>
Latosolos vermelho-amarelos Neossolos quartzarênicos	<p style="text-align: center;"><b>Grupo B</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Solos profundos (100 a 200 cm);</li> <li>- Solos com moderada taxa de infiltração, mas com moderada resistência e tolerância a erosão;</li> <li>- Solos porosos com gradiente textural variando entre 1,20 e 1,50;</li> <li>- Solos de textura arenosa ao longo do perfil ou textura média com horizonte superficial arenoso;</li> <li>- Solos de textura argilosa ou muito argilosa desde que a estrutura proporcione boa macroporosidade em todo o perfil;</li> <li>- Solos com argila de atividade baixa (Tb), minerar 1:1;</li> <li>- A textura dos horizontes superficiais e subsuperficiais pode ser: arenosa/ arenosa, arenosa/média, média/argilosa, argilosa/argilosa e argilosa/muito argilosa.</li> </ul>

<p>Argissolos vermelho Argissolos vermelho- amarelos</p>	<p style="text-align: center;"><b>Grupo C</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Solos profundos (100 a 200 cm) ou pouco profundos (50 a 100 cm);</li> <li>- Solos com baixa taxa de infiltração e baixa resistência e tolerância à erosão;</li> <li>- São solos com gradiente textural maior que 1,50 e comumente apresentam mudanças textural abrupta;</li> <li>- Solos associados a argila de atividade baixa (Tb);</li> <li>- A textura nos horizontes superficial e subsuperficial pode ser: arenosa/média e média argilosa, apresentando mudança textural abrupta: arenosa/ argilosa e arenosa/muito argilosa.</li> </ul>
<p>Gleissolos háplicos Planossolos háplicos Neossolos litólicos Neossolos flúvicos</p>	<p style="text-align: center;"><b>Grupo D</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Solos com taxa de infiltração muito baixa oferecendo pouquíssima resistência à erosão;</li> <li>- Solos rasos (prof. &lt; 50cm);</li> <li>- Solos pouco profundos associados à mudanças textural abrupta ou solos profundos apresentando mudanças textural abrupta aliada à argila de alta atividade (Ta), minerais de argila 2:1;</li> <li>- Solos orgânicos.</li> </ul>

**Fontes:** SARTORI, LOMBARDI NETO e GENOVEZ (2005) e ROSSI (2017)

**Elaboração:** DEGRANDE, E.J.S

Desta forma, as informações a respeito dos grupos hidrológicos foram adicionadas à tabela de atributos do *shapefile* de tipos de solos da área de estudo.

Outro dado necessário para a elaboração do mapa de CN é o uso e cobertura da terra. Este componente foi gerado a partir de imagens *Landsat 7* (2002 e 2007), *Landsat 8* (2013; 2017 e 2019) e *Mapbiomas* (2020), considerando os anos de 2002, 2007, 2013, 2017 e 2019. Os procedimentos relativos ao uso e cobertura da terra foram descritos no item 3.1.

As classes de uso e cobertura da terra foram associadas ao grupo hidrológico de solos por meio das ferramentas *Geoprocessing > Union*. A partir desta correlação foi possível gerar o complexo hidrológico solo- vegetação, com valores padrões de CN, conforme proposto no modelo hidrológico do SCS (1954). Tais valores estão associados a condição da umidade antecedente dos solos, que são categorizadas em: “AMC<sup>11</sup> I (solo seco), AMC II (solo próximo à capacidade de campo) e AMC III (solo muito úmido)” (BESKOW *et al.*, 2009, p. 172). Tendo em vista que no presente trabalho utilizou-se as informações de precipitação anual, foi considerado os valores de CN para o complexo solo- vegetação correspondentes ao AMC II (Quadro 13).

<sup>11</sup> Sigla em inglês para Antecedent Moistere Soil (Umidade Antecedente do Solo).

**Quadro 13-** Valores de CN para o complexo hidrológico solo- vegetação nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Cobertura vegetal e uso da terra	Grupos Hidrológicos de Solos			
	A	B	C	D
Classes				
Corpos d'água	100	100	100	100
Área urbana	61	75	83	87
Cobertura florestal	26	57	62	69
Cana- de- açúcar	64	76	84	88
Outras lavouras temporárias	64	76	84	88
Pastagem	47	67	81	99
Solo exposto	77	86	91	94

Fontes: MOCKUS (2004); TUCCI (2009) e SARTORI (2010).

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

De acordo com Tucci (2009) o índice do CN corresponde a valores adimensionais que podem variar em uma escala de 1 a 100, que retrata as condições dos solos e coberturas com relação a sua impermeabilidade, portanto, quanto mais impermeável, maior será o valor do CN na área analisada.

O próximo passo foi a elaboração do mapa CN, para tanto, foi necessário o processamento do complexo hidrológico solo- vegetação e do modelo digital de elevação (SRTM, 2000) da área de estudo, pela extensão *Hydrologic Engineering Center- HEC-HSM 4.10*, resultando em 5 classes de CN, com intervalos a partir do método *quantile* (Quadro 14):

**Quadro 14-** Classes de CN nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Classes	CN
1	26- 66
2	67-76
3	77-80
4	81-83
5	83-100

Fontes: MOCKUS (2004); TUCCI (2009); SARTORI (2010).

Elaboração: DEGRANDE, E. J.S

O arquivo *raster* criado neste processo serviu de base para o cálculo da capacidade máxima de infiltração.

### 3.2.2.2 Capacidade máxima de infiltração

Esta etapa foi realizada com o uso da ferramenta *Raster Calculator*, onde a Equação 4 foi aplicada (PRUSKI, GRIEBELER e SILVA 2001). O dado de entrada utilizado foi o *raster* CN gerado no item 3.2.2.1.

$$S = \left[ \frac{25400}{CN} \right] - 254 \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

S= Infiltração (adimensional)

CN= *Curve Number* que define o complexo hidrológico solo- vegetação

\* Os valores numéricos são coeficientes para ajuste de unidades

Como consequência deste procedimento, obteve-se 5 classes (*quantile*) de capacidade máxima de infiltração (Quadro 15):

**Quadro 15-** Classes de capacidade máxima de infiltração nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Classes	Capacidade máxima de infiltração
1	0- 25
2	26-52
3	53-63
4	64-80
5	81-130

Fontes: MOCKUS (2004); TUCCI (2009); SARTORI (2010) e PRUSKI, GRIEBELER e SILVA (2001).

Elaboração: DEGRANDE, E. J.S

### 3.2.2.3 Média de precipitação anual

Outra variável substancial para o cálculo da estimativa do escoamento superficial é a precipitação. Para seu mapeamento foi necessário a área das bacias hidrográficas, disponibilizada pelo SIMA (2013), além de dados de precipitação na área de estudo, adquirido do Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo- DAEE (2020).

Foram identificadas 37 estações pluviométricas na bacia hidrográfica do rio Aguapeí e 33 na do rio do Peixe. Ao obter os dados de chuva, considerou-se o período de 2002 a 2019, sendo realizado a média de precipitação da série histórica de cada estação no *software Excel* 16.0 (Apêndices A e B).

Em prosseguimento, os dados calculados em planilha acerca da média de precipitação anual foram plotados em ambiente SIG, onde, por meio da execução das ferramentas *Spatial Analyst Tools > Interpolation > IDW*, gerou-se o mapa de chuvas distribuídas em 5 classes (*quantile*) (Quadro 16):

**Quadro 16-** Classes da média de precipitação anual nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Classes	Média de precipitação anual (mm)
1	1.290
2	1.311
3	1.333
4	1.360
5	1.597

Fonte: DAEE (2020)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

#### 3.2.2.4 Estimativa do escoamento superficial

A estimativa do escoamento superficial foi elaborada a partir da aplicação da Equação 5 (TUCCI, 2009):

$$Q = \frac{(P - 0,2 \times S)^2}{P + 0,8 \times S} \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

**Q**= Escoamento superficial (mm)

**P**= Precipitação (mm)

**S**= Capacidade máxima de infiltração

\* Os valores numéricos são coeficientes para ajuste de unidades

Sendo assim, o cálculo da Equação 5 foi realizado no *Raster Calculator*, tendo como dados de entrada os arquivos (em formato *raster*) Capacidade máxima de infiltração e a Média de precipitação anual, produzidos conforme destacado nos itens 3.2.2.2 e 3.2.2.3, respectivamente.

Nesta etapa foram geradas cinco classes (*quantile*) de estimativa de escoamento superficial para as bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe (Quadro 17):

**Quadro 17-** Classes de estimativa de escoamento superficial nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Classes	Estimativa de escoamento superficial (mm)
1	1.228
2	1.288
3	1.310
4	1.522
5	1.554

Fontes: LANDSAT 7 (2002; 2007); LANDSAT 8 (2013; 2017 e 2019); ROSSI (2017); DAEE (2020) e MAPBIOMAS (2020)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

### 3.2.2.5 Estimativa do escoamento superficial em áreas com cana- de- açúcar

Para este procedimento foram necessários os *shapefiles* das bacias hidrográficas (SIMA, 2013) e da área com cana- de- açúcar (MAPBIOMAS, 2020), além da estimativa de escoamento superficial (arquivo *raster*) elaborados na etapa anterior.

Assim, por meio das ferramentas *Geoprocessing>Intersect*, realizou- se a intersecção entre os elementos estimativa de escoamento superficial e áreas com cana- de- açúcar, de acordo com a série histórica considerada no presente estudo.

Como resultado obteve- se o mapa de estimativa de escoamento superficial em áreas com cana- de- açúcar, o qual apresentou as seguintes classes (*quantile*) (Quadro 18):

**Quadro 18-** Classes de estimativa de escoamento superficial em áreas com cana- de- açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Classes	Estimativa de escoamento superficial em áreas com cana- de- açúcar (mm)
1	1.228
2	1.288
3	1.310
4	1.522
5	1.554

Fontes: LANDSAT 7 (2002; 2007); LANDSAT 8 (2013; 2017 e 2019); ROSSI (2017); DAEE (2020) e MAPBIOMAS (2020)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

### 3.3 Análise de processos erosivos associado a expansão da cana- de- açúcar

Nesta fase da pesquisa foi avaliado os principais processos erosivos ocorrentes na área de estudo, conseqüentemente, houve o mapeamento de feições erosivas laminares e lineares. Quanto as primeiras, foi dada maior atenção visto que são as principais responsáveis pelo transporte de sedimentos, sendo elaborados os mapas de estimativa de perdas de solos por erosão laminar, estimativa de sedimentos exportados por erosão laminar<sup>12</sup>, bem como, a estimativa de sedimentos exportados por erosão laminar em áreas com cana- de- açúcar. No que tange aos processos erosivos lineares, seu mapeamento se restringiu a verificação de pontos de maior ocorrência de ravinas e voçorocas, associado a erodibilidade dos solos.

#### 3.3.1 Estimativa de perda de solos e sedimentos exportados

Um dos principais métodos utilizados para se estimar os processos erosivos laminares é a Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS). A origem de seu desenvolvimento ocorreu na década de 1960 pelo Departamento da Agricultura Americano (USDA). Entretanto, a versão definitiva e revista da EUPS teve sua publicação somente no fim da década de 1970 (WISCHMEIER e SMITH, 1978).

Os primeiros trabalhos desenvolvidos no Brasil para a aplicação da EUPS foram elaborados por Bertoni *et al.* (1975). Esta equação consiste em um modelo matemático que ao estimar a perda anual média de solos por erosão laminar considera como componentes: o potencial erosivo da precipitação (frequência e intensidade), o solo, a topografia (declividade e comprimento de encosta), cobertura e uso da terra e práticas conservacionistas, representados na Equação 6 (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1995, p. 250):

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \quad \text{Equação 6}$$

Onde:

**A**= Perda de solo calculada, em t/ha/ano;

**R**= Fator erosividade: é definido como um índice numérico que expressa a capacidade da chuva de erodir o solo de um terreno sem cobertura vegetal;

**K**= Fator erodibilidade: busca evidenciar a facilidade com que determinado solo erode, a partir do impacto da chuva e/ou escoamento superficial;

---

<sup>12</sup> Este mapa considera a quantidade de sedimentos que chegaram à rede de drenagem.

**L**= Fator L: se refere ao índice relativo ao comprimento da vertente;

**S**= Índice relativo à declividade média da vertente ou rampa: influem diretamente sobre a velocidade do escoamento superficial;

**C**= Fator C: índice relativo ao uso e manejo da terra que expressa a relação esperada entre perdas de solo em áreas com diferentes tipos de uso/coberturas e áreas continuamente descobertas;

**P**= Fator P: índice relativo à prática conservacionista adotada que expressa a relação entre a perda de solo esperada em uma cultura submetida a uma determinada prática conservacionista e a perda que ocorreria mantendo-se as mesmas condições, porém sem a adoção de medidas de conservação.

As variáveis elencadas relativas a EUPS foram processadas tanto no ArcGis 10.3, bem como no módulo *Sediment Delivery Ratio* (SDR) do *software Intergrade Valuation of Ecosystem Service and Tradeoffs* (INVEST).

A obtenção dos dados do fator R se deu com o uso do *software* NetErosividade para o estado de São Paulo, o qual foi calculado a partir de informações de precipitação de 116 postos pluviométricos da área de estudo (PEREIRA, 2021) (Apêndice C).

Foram geradas 5 classes de erosividade as quais foram reclassificadas de acordo com Carvalho (2008) (Quadro 19):

**Quadro 19-** Classes de Erosividade nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Erosividade ( $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ )	Classes
$R < 2.452$	Fraco
$2.452 < R < 4.905$	Moderada
$4.905 < R < 7.357$	Moderada a forte
$7.357 < R < 9.810$	Forte
$R > 9.810$	Muito forte

Fonte: CARVALHO (2008)  
Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

Com relação ao fator K, obteve-se a partir da reclassificação dos solos das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe, com base no mapa pedológico do estado de São Paulo elaborado por Rossi (2017). Os valores e classes de erodibilidade dos solos foram atribuídos conforme pode ser observado no Quadro 20.

**Quadro 20-** Valores e classes de erodibilidade dos solos nas bacias hidrográficas dos rios  
Aguapeí e Peixe

Solos	Valores de erodibilidade (Mg ha h MJ <sup>-1</sup> mm <sup>-1</sup> )	Classes <sup>d</sup>
Latossolos	0,0162 <sup>a</sup>	Muito baixo
Argissolos	0,0425 <sup>b</sup>	Baixo
Gleissolos	0,0361 <sup>c</sup>	Médio
Neossolos	0,0351 <sup>b</sup>	Alto

Fontes: MORETTI (2001)<sup>a</sup>; CARVALHO *et al.* (1997)<sup>b</sup>; HAMADA *et al.* (1995)<sup>c</sup> e FREIRE e PESSOTTI (1974)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

Os componentes morfométricos L (comprimento da vertente) e S (declividade) foram analisados de modo integrado, ou seja, como um único fator LS. Estes foram adquiridos automaticamente pelo *software* INVEST 3.8.6, a partir do MDE (SRTM, 2000). No referido *software*, o fator topográfico teve como base o cálculo para LS de acordo com Desmet e Govers (1996), como demonstrado pelas Equações 07 e 08.

$$L_{ij} = \frac{[(A_{ij} + D_{ij}^2)^{m+1} - A_{ij}^{m+1}]}{[D^{m+2}(\text{Sen } \theta_{ij} + \text{Cos } \theta_{ij})^m (22,13)^m]} \quad \text{Equação 07}$$

Onde:

$L_{ij}$ = comprimento de rampa com coordenadas (i, j)

$A_{ij}$ = área de fluxo acumulado com coordenadas (i, j)

D= tamanho da grade das células

m= expoente de comprimento da vertente

$\theta_{ij}$ = declividade média da encosta

$$S_{ij} = 65,41 * \text{sen} \theta_{ij} + 4,56 * \text{sen} \theta_{ij} + 0,065 \quad \text{Equação 08}$$

Onde:

$S_{ij}$ = declividade com coordenadas (i, j)

$\theta_{ij}$ = declividade média da encosta

A aplicação integrada dos elementos L e S se deu pela multiplicação das Equações 07 e 08. A fim de compreendermos como os valores do fator topográfico estão distribuídos na área de estudo, realizamos uma adaptação das classes propostas por Fornelos e Neves (2006) (Quadro 21).

**Quadro 21-** Classes do fator topográfico (LS)

Valores de LS	Classes
0- 1	Muito baixo
1,1- 2	Baixo
2,1- 10	Moderadamente forte
10,1- 50	Forte
> 50	Muito forte

Fontes: SRTM (2000) e FORNELOS e NEVES (2006)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

A aplicação dos fatores C e P se deu por meio do mapa de uso e cobertura da terra associada a uma tabela em formato *cvs*, com atribuição de valores conforme a proposta de Ribeiro e Alves (2007) (Quadro 22):

**Quadro 22-** Valores dos fatores C e P

LULC <sup>13</sup>	eups_c	eups_p	LUCODE <sup>14</sup>
Solo Exposto	1	0	1
Cobertura florestal	0.001	0	2
Água	0	0	3
Pastagem	0.4	0.5	4
Cana- de- açúcar	0.3	0.5	5
Outras culturas temporárias	0.3	0.5	6
Área urbana	0.03	0.5	7

Fonte: RIBEIRO e ALVES (2007)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

Como resultado do processamento das referidas variáveis, foram gerados alguns produtos associados a erosão laminar, como: o mapa de estimativa de perda de solos por erosão laminar e o de sedimentos exportados por erosão laminar.

Foi necessário realizar a reclassificação (*Reclassify*) dos mapas uma vez que o resultado demonstra a perda de solos em toneladas por pixel. Assim, considerando que 1 pixel (30 m x 30 m) = 0,09, obteve- se as classes conforme demonstradas nos Quadros 23 e 24, com base em Pereira (2002):

<sup>13</sup> Sigla em inglês para *Land Use and Land Conservation*, que se refere as classes de uso e cobertura da terra e práticas conservacionistas.

<sup>14</sup> Sigla em inglês para *Land Use Code*, que faz referência ao código utilizado para cada classe de uso e cobertura da terra.

**Quadro 23-** Estimativa de perdas de solos por erosão laminar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Classes	Estimativa de perdas de solos por erosão laminar (ton/ha/ano)
1	10
2	10- 20
3	20- 50
4	50- 100
5	> 100

Fonte: PEREIRA (2002)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

**Quadro 24-** Estimativa de sedimentos exportados por erosão laminar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Classes	Estimativa sedimentos exportados por erosão laminar (ton/ha/ano)
1	10
2	10- 20
3	20- 50
4	50- 100
5	> 100

Fonte: PEREIRA (2002)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

### 3.3.1.1 Estimativa de sedimentos exportados em áreas com cana- de- açúcar

Este mapeamento é o resultado da intersecção entre a estimativa de sedimentos exportados e áreas com cana- de- açúcar (MAPBIOMAS, 2020), realizado a partir dos procedimentos *Geoprocessing>Intersect*. Assim como na etapa anterior, este mapa foi reclassificado de acordo com as classes apresentadas no Quadro 25.

**Quadro 25-** Estimativa de sedimentos exportados por erosão laminar em áreas com cana- de- açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Classes	Estimativa de sedimentos exportados por erosão laminar em áreas com cana-de-açúcar (ton./ha/ano)
1	10
2	10- 20
3	20- 50
4	50- 100
5	> 100

Fonte: PEREIRA (2002)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

### **3.3.2 Identificação de processos erosivos lineares**

A identificação de feições erosivas lineares, como ravinas e voçorocas, visou correlacioná-las com as classes de erodibilidade, a fim de reiterar a suscetibilidade dos solos em sofrer erosão. Neste procedimento, utilizou-se os dados do mapeamento realizado pelo IPT (2012) sobre o cadastramento de pontos de erosão no Estado de São Paulo. Assim, recortou-se as informações para os limites da área de estudo (SIMA, 2013), com o uso das ferramentas *Geoprocessing>Clip*.

### **3.4 Vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos**

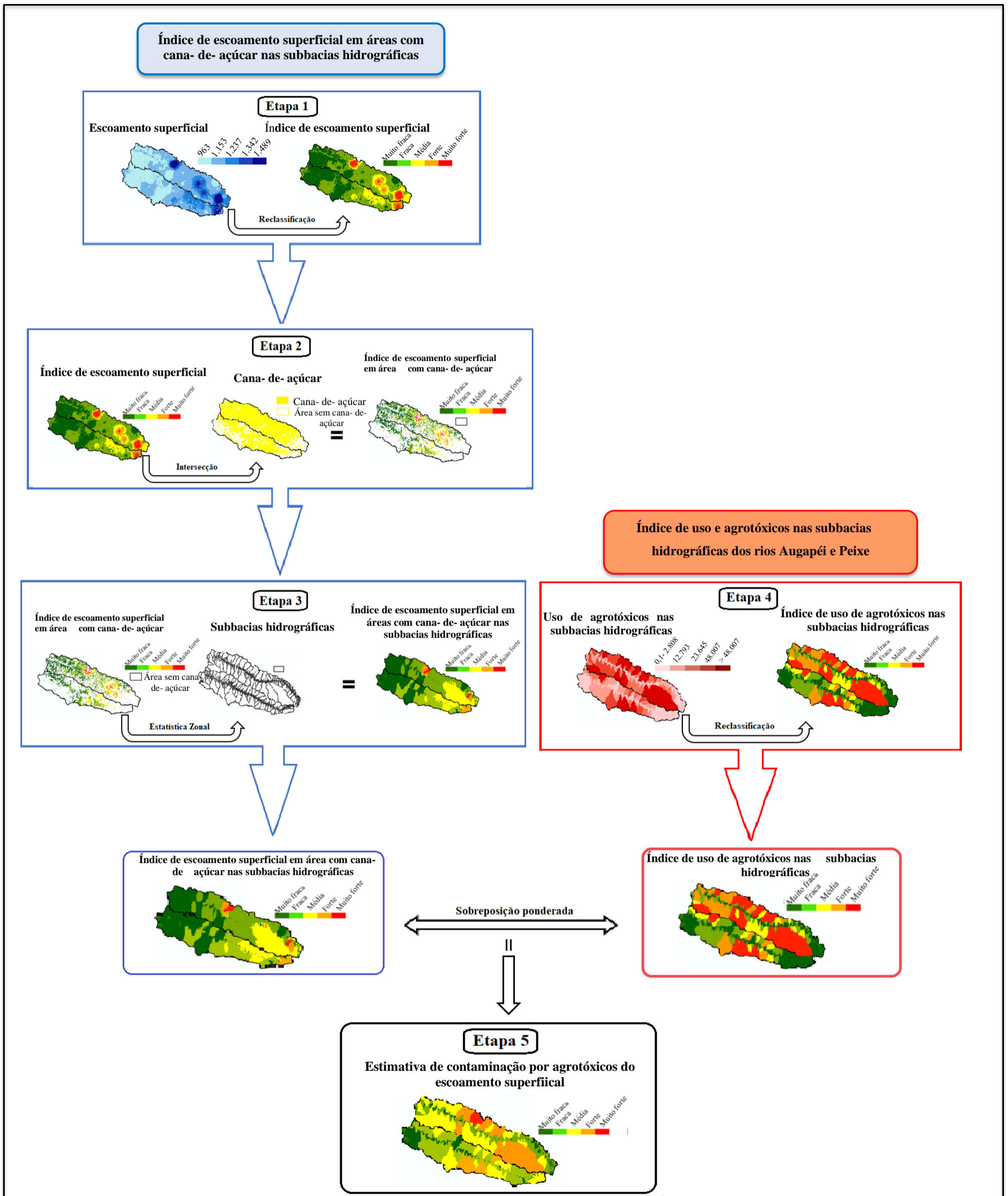
As análises de vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos utilizados na cana-de-açúcar na área de estudo se deu por meio de subbacias hidrográficas.

Nesta etapa, foram elaborados os seguintes produtos: 1) estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial; 2) estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados; 3) vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana-de-açúcar, e, 4) vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana-de-açúcar.

#### **3.4.1 Estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial**

Os procedimentos realizados neste item ocorreram por meio de 5 etapas, onde foram gerados: 1) o índice de escoamento superficial; 2) o índice de escoamento superficial em áreas com cana-de-açúcar; 3) o índice de escoamento superficial em áreas com cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas; 4) o índice de uso de agrotóxicos nas subbacias hidrográficas; e por fim, 5) a estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial nas subbacias hidrográficas (Figura 08).

**Figura 08-** Etapas para a elaboração do mapa de estimativa à contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fontes: LANDSAT 7 (2002; 2007); LANDSAT 8 (2013; 2017 e 2019); ROSSI (2017); DAEE (2020); MAPBIOMAS (2020) e PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014); SRTM (2000); PRUSKI, GRIEBELER e SILVA (2001) e TUCCI (2009)  
 Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Na etapa 1, o resultado do escoamento superficial estimado para a área das bacias hidrográficas em questão (item 3.2.2.4) foi reclassificado, com a execução dos procedimentos *Spatial Analyst Tools > Reclass> Reclassify*. Como resultado, obteve-se o índice de escoamento superficial com as seguintes classes (Quadro 26):

**Quadro 26-** Reclassificação do escoamento superficial

Estimativa de escoamento superficial (mm)	Índice de escoamento superficial
1.228	Muito fraco
1.288	Fraco
1.310	Médio
1.522	Forte
1.554	Muito forte

**Fontes:** LANDSAT 7 (2002; 2007); LANDSAT 8 (2013; 2017 e 2019); ROSSI (2017); DAEE (2020); MAPBIOMAS (2020); SRTM (2000); PRUSKI, GRIEBELER e SILVA (2001) e TUCCI (2009)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

Em seguida houve a intersecção entre o índice de escoamento superficial e a área com cana-de-açúcar, por meio das ferramentas *Geoprocessing> Intersection>*. Como consequência deste processo, obteve-se somente os dados de escoamento pluvial em áreas com cana-de-açúcar.

As referidas informações foram correlacionadas ao *shapefile* de subbacias hidrográficas, efetuado em *Spatial Analyst Tools > Zonal> Zonal Statistic as Table*, pelo qual obteve-se a média do índice de escoamento superficial em áreas com cana-de-açúcar nas SBH.

Outro elemento considerado foi o mapa de uso de agrotóxicos nas subbacias hidrográficas, o qual passou pela reclassificação (*Spatial Analyst Tools > Reclass> Reclassify*), obtendo o índice de uso de agrotóxico (Quadro 27).

**Quadro 27-** Reclassificação do uso de agrotóxicos nas subbacias hidrográficas dos rios

Aguaapé e Peixe

Uso de agrotóxicos (L)	Índice de uso de agrotóxicos
2.808	Muito fraco
12.793	Fraco
23.645	Médio
48.007	Forte
> 48.007	Muito forte

**Fonte:** PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014)

**Elaboração:** DEGRANDE, E.J.S

Portanto, para estimar a contaminação do escoamento superficial por agrotóxicos utilizados na cana- de- açúcar, foi necessário o cruzamento entre os mapas índice de escoamento superficial em áreas com cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas e índice de uso de agrotóxicos nas subbacias hidrográficas, sendo necessário os procedimentos *Spatial Analyst Tools > Overlay> Weighed Overlay*. Assim, o mapa gerado nesta etapa foi categorizado em 5 classes (Quadro 28):

**Quadro 28-** Estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Classes	Estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial nas subbacias hidrográficas
1	Muito fraco
2	Fraco
3	Médio
4	Forte
5	Muito forte

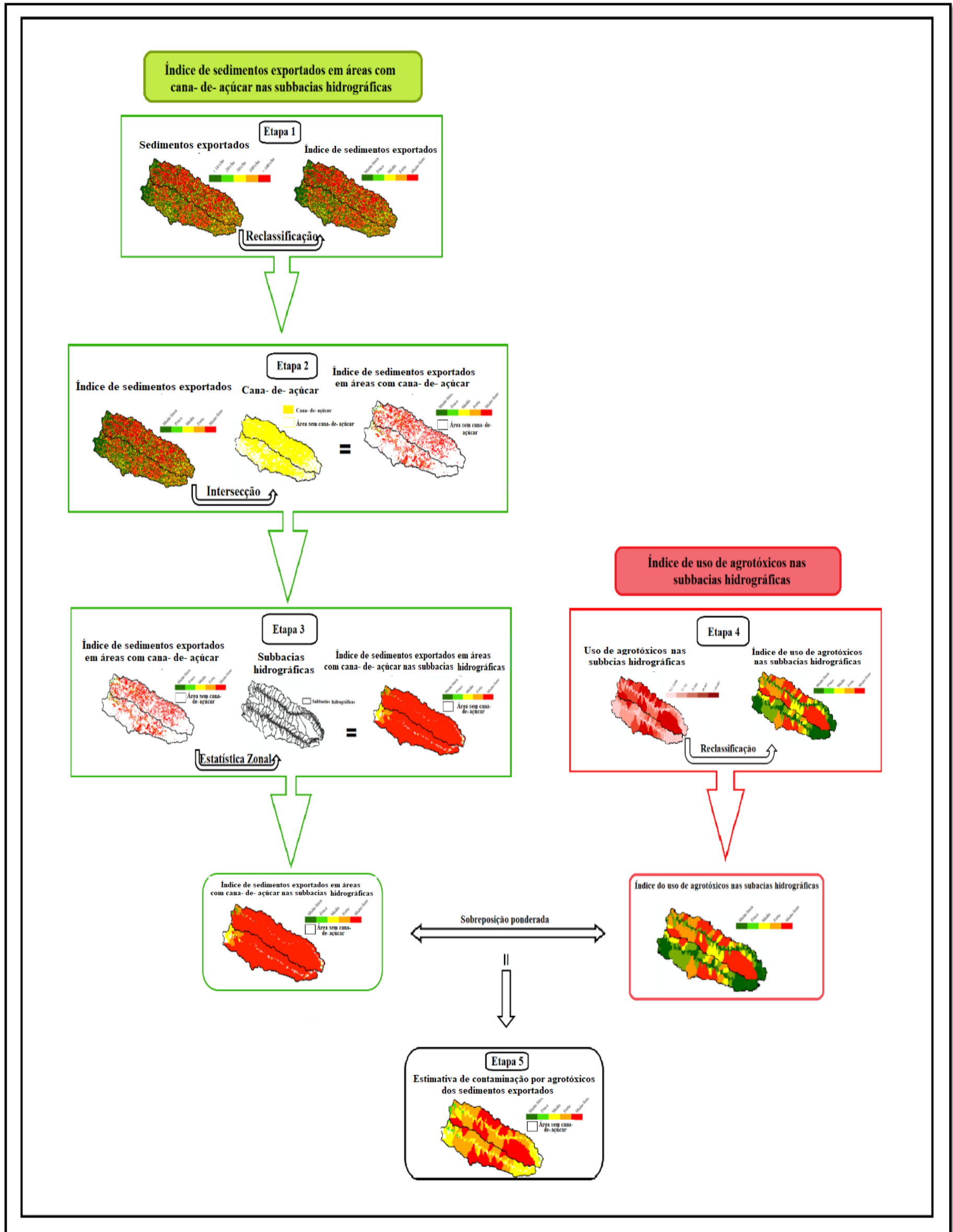
**Fontes:** LANDSAT 7 (2002; 2007); LANDSAT 8 (2013; 2017 e 2019); ROSSI (2017); DAEE (2020); MAPBIOMAS (2020) e PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

### 3.4.2 Estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados

Semelhantemente aos procedimentos descritos no item 3.4.1, esta fase da pesquisa é consequente da elaboração dos seguintes produtos: 1) índice de sedimentos exportados; 2) índice de sedimentos exportados em áreas com cana- de- açúcar; 3) índice de sedimentos exportados em áreas com cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas; 4) índice do uso de agrotóxicos nas subbacias hidrográficas, e; 5) estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados nas subbacias hidrográficas (Figura 09).

Figura 09- Etapas para a elaboração do mapa de estimativa à contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados nas subbacias hidrográficas



Fontes: PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014); MAPBIOMAS (2020); MORETTI (2001); CARVALHO *et al.* (1997); HAMADA *et al.* (1995); RIBEIRO e ALVES (2007); LANDSAT 7 (2002; 2007); LANDSAT 8 (2013; 2017 e 2019); MAPBIOMAS (2020) e SRTM (2000)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

A geração do índice de sedimentos exportados foi possível com o uso da ferramenta *Spatial analyst tools* > *Reclass* > *Reclassify*>, onde o mapa de estimativa de sedimentos exportados (produzido a partir dos procedimentos demonstrados no item 3.3.1) foi reclassificado qualitativamente, gerando 5 classes (Quadro 29).

**Quadro 29-** Reclassificação do mapa de estimativa de sedimentos exportados

Estimativa de sedimentos exportados (ton/ha/ano)	Índice de sedimentos exportados
10	Muito fraco
10- 20	Fraco
20- 50	Médio
50- 100	Forte
> 100	Muito forte

Fonte: PEREIRA (2002)

Elaboração: DEGRANDE, E. J.S

A partir do resultado obtido na etapa 1, buscou-se elaborar o índice de sedimentos exportados em áreas com cana-de-açúcar. Para tanto, foi necessário a intersecção entre os produtos por meio dos procedimentos *Geoprocessing* > *Intersect*, tendo como arquivos de entrada o índice de sedimentos exportados e a área com cana-de-açúcar (MAPBIOMAS, 2020).

A fim de compreender como o processo de exportação de sedimentos associados a monocultura canieira ocorreu entre as subbacias hidrográficas, realizou-se a correlação entre os produtos índice de sedimentos exportados em áreas com cana-de-açúcar e as subbacias hidrográficas. Neste procedimento, foi necessário o uso da ferramenta *Spatial analyst tools* > *Zonal* > *Zonal statistic*>.

Na próxima etapa, ou seja, a geração do índice de agrotóxicos, houve a reclassificação do produto uso de agrotóxicos nas subbacias hidrográficas, elaborado a partir do passo a passo descrito no subcapítulo 3.2.1.3. Este procedimento contou com o uso da ferramenta *Spatial analyst tools* > *Reclass* > *Reclassify*>, resultando em 5 classes, como já demonstrado no Quadro 27.

Por fim, a estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados nas subbacias hidrográficas se deu pela sobreposição dos elementos índice de uso de agrotóxicos nas subbacias hidrográficas e o índice de sedimentos exportados em áreas com cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas. Tal correlação foi realizada por meio dos instrumentos *Spatial*

*analyst tools*> *Overlay*> *Weighted overlay*>, gerando as classes Muito fraca, Fraca, Média, Forte e Muito forte (Quadro 30)

**Quadro 30-** Estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados nas subbacias hidrográficas

Classes	Estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados nas subbacias hidrográficas
1	Muito fraca
2	Fraca
3	Média
4	Forte
5	Muito forte

**Fontes:** PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014); MAPBIOMAS (2020); MORETTI (2001); CARVALHO *et al.* (1997); HAMADA *et al.* (1995); RIBEIRO e ALVES (2007); LANDSAT 7 (2002; 2007); LANDSAT 8 (2013; 2017 e 2019); MAPBIOMAS (2020) e SRTM (2000)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

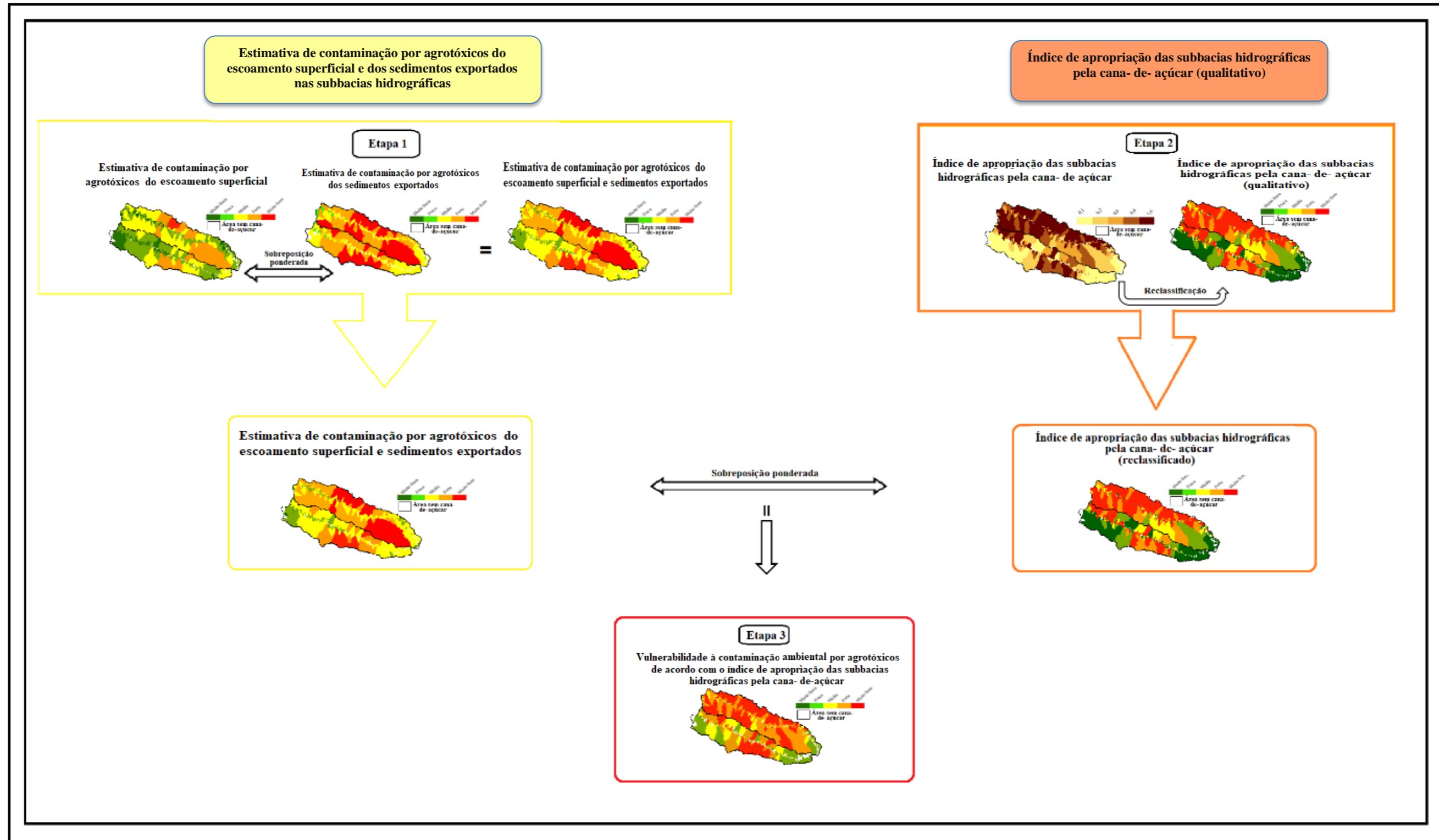
### 3.4.3 Vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos de acordo com os índices de apropriação das subbacias hidrográficas e pressão direta de seus canais de drenagem pela cana- de- açúcar

A análise da vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos entre as subbacias hidrográficas da área de estudo se deu tanto no âmbito de sua apropriação quanto com relação ao índice de pressão direta de seus canais de drenagem pela cultura canavieira.

No que se refere a elaboração do mapeamento atinente a vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos associado ao índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana- de- açúcar, ocorreu decorrente das seguintes etapas: 1) estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial e sedimentos exportados nas subbacias hidrográficas; 2) índice de apropriação das subbacias hidrográficas (qualitativo), e; 3) vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo ao índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana- de- açúcar (Figura 10).

Para gerar o mapa síntese, houve a correlação, dada pela sobreposição ponderada, entre a estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial nas subbacias hidrográficas e a estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados nas

**Figura 10-** Etapas para a elaboração do mapa de vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana-de-açúcar



Fontes: PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014); MAPBIOMAS (2020); LANDSAT (2021); SRTM (2000); ROSSI (2017); PRUSKI, GRIEBELER e SILVA (2001); DAEE (2020); TUCCI (2009) e SIMA (2013); MORETTI (2001); CARVALHO *et al.* (1997); HAMADA *et al.* (1995); RIBEIRO e ALVES (2007);  
Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

subbacias hidrográficas, elaborados conforme descritos nos procedimentos dos itens 3.4.1 e 3.4.2, respectivamente. Tal correlação foi possível pela utilização das ferramentas *Spatial analyst tools* > *Overlay* > *Weighted overlay* >.

Na sequência, o índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana-de-açúcar foi reclassificado qualitativamente, tendo como procedimento *Spatial analyst tools* > *Reclass* > *Reclassify*, resultando em 5 classes (Quadro 31).

**Quadro 31-** Reclassificação do índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana-de-açúcar

Índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana- de- açúcar	Índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana- de- açúcar (qualitativo)
0,1	Muito fraco
0,2	Fraco
0,3	Médio
0,4	Forte
1,0	Muito forte

Fonte: ROCHA (2017)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

A etapa 3 resultou da sobreposição entre a estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial e sedimentos exportados nas subbacias hidrográficas e o índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana- de- açúcar, dado pela aplicação das ferramentas *Spatial analyst tools* > *Overlay* > *Weighted overlay* >. Deste modo, a vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana- de- açúcar apresentou 5 classes: Muito fraca, Fraca, Média, Forte e Muito forte (Quadro 32).

**Quadro 32-** Vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana- de- açúcar

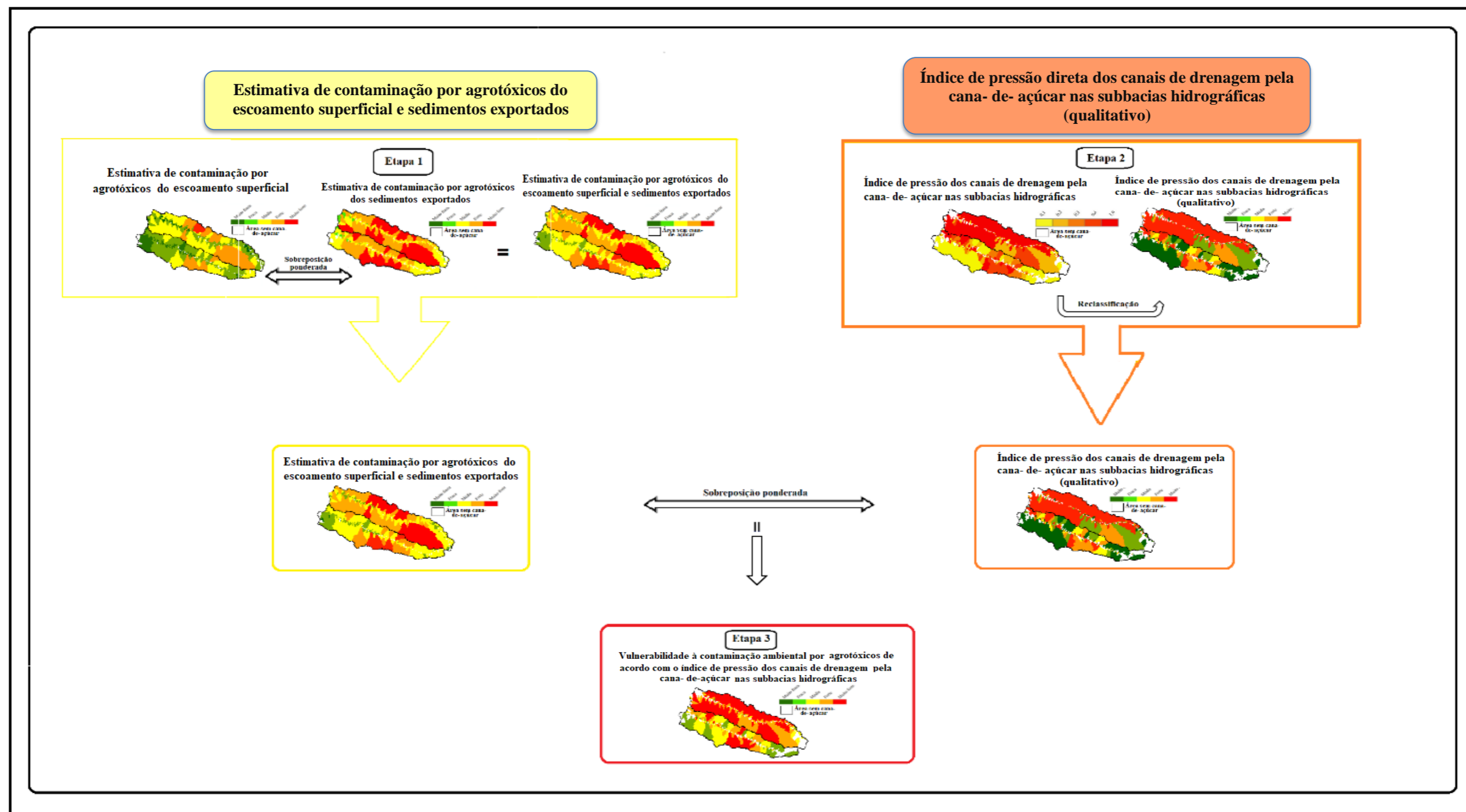
Classes	Vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana- de- açúcar
1	Muito fraco
2	Fraco
3	Médio
4	Forte
5	Muito forte

Fontes: PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014); MAPBIOMAS (2020); MORETTI (2001); CARVALHO *et al.* (1997); HAMADA *et al.* (1995); RIBEIRO e ALVES (2007); LANDSAT 7 (2002; 2007); LANDSAT 8 (2013; 2017 e 2019); MAPBIOMAS (2020); SRTM (2000) e ROCHA (2017)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Outro produto gerado foi a vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão direta dos canais de drenagem nas subbacias hidrográficas. Este procedimento também contou com 3 etapas, as quais foram: 1) estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial e sedimentos exportados em áreas com cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas; 2) reclassificação do índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana-de-açúcar (qualitativo), e; 3) vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo ao índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas (Figura 11).

**Figura 11-** Etapas para a elaboração do mapa de vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão direta de seus canais de drenagem pela cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas



**Fontes:** PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014); MAPBIOMAS (2020); LANDSAT (2021); SRTM (2000); ROSSI (2017); PRUSKI, GRIEBELER e SILVA (2001); DAEE (2020); TUCCI (2009) e SIMA (2013); MORETTI (2001); CARVALHO *et al.* (1997); HAMADA *et al.* (1995); RIBEIRO e ALVES (2007);

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

A etapa 1 é fruto da correlação entre a estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial nas subbacias hidrográficas e a estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados nas subbacias hidrográficas, para tanto, utilizou-se os instrumentos *Spatial analyst tools* > *Overlay* > *Weighted overlay*.

Em prosseguimento, o índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas- com valores quantitativos- elaborado conforme demonstrado no item 3.2.1.2, foi reclassificado qualitativamente com o uso da ferramenta *Spatial analyst tools* > *Reclass* > *Reclassify*, obtendo, portanto, as classes a seguir (Quadro 33).

**Quadro 33-** Reclassificação do índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas

Índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas	Índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas (qualitativo)
0,1	Muito fraco
0,2	Fraco
0,3	Médio
0,4	Forte
1,0	Muito forte

Fonte: ROCHA (2017)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Já a vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo ao índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas é o resultado da sobreposição dos produtos gerados nas etapas 1 e 2. Esta correlação se realizou por meio do procedimento *Spatial analyst tools* > *Overlay* > *Weighted overlay*, gerando 5 classes (Quadro 34):

**Quadro 34-** Vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas

Classes	Vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas
1	Muito fraco
2	Fraco
3	Médio
4	Forte
5	Muito forte

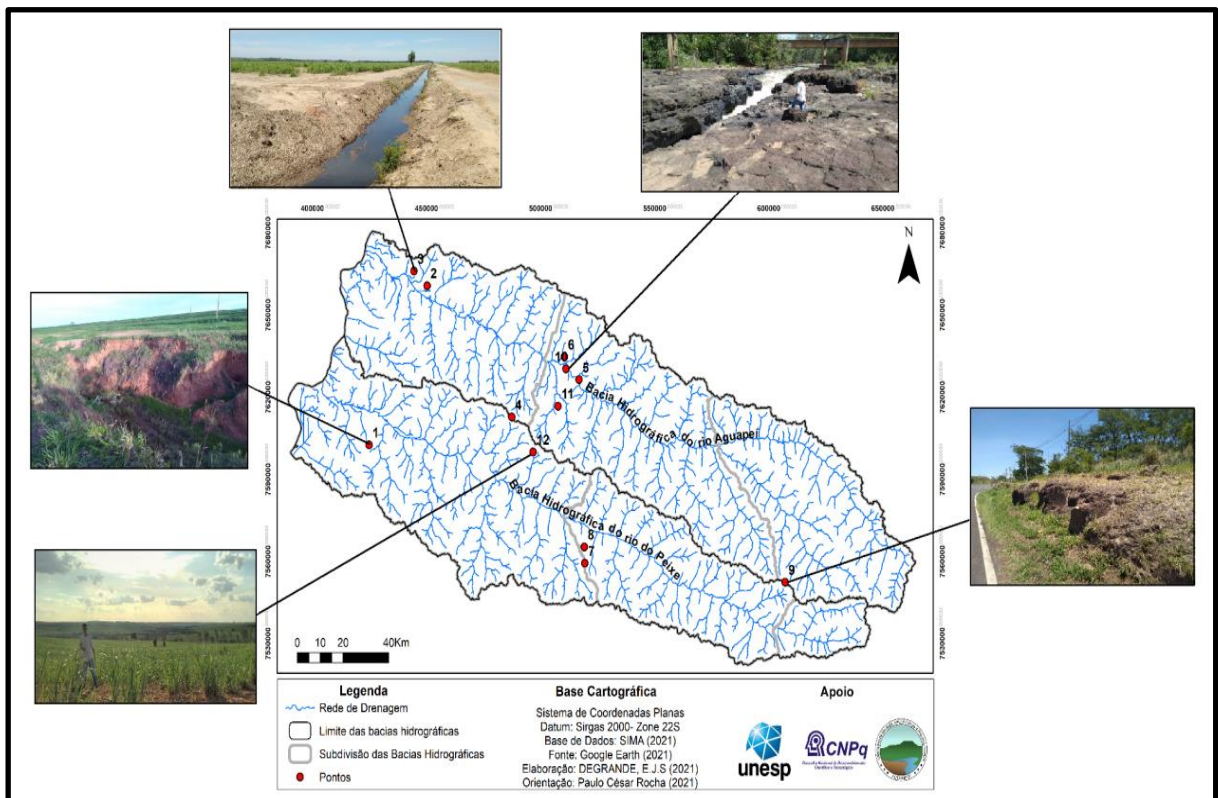
Fontes: PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014); MAPBIOMAS (2020); MORETTI (2001); CARVALHO *et al.* (1997); HAMADA *et al.* (1995); RIBEIRO e ALVES (2007); LANDSAT 7 (2002; 2007); LANDSAT 8 (2013; 2017 e 2019); MAPBIOMAS (2020); SRTM (2000) e ROCHA (2017)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

### 3.5 Trabalhos de campo

As atividades de campo se pautaram em reconhecer os aspectos socioambientais da área de estudo, assim como os impactos ambientais negativos causados pelas formas de uso da terra, perpassando todos os objetivos da presente pesquisa. Tais análises compreenderam os compartimentos do alto, médio e baixo curso das bacias hidrográficas (Figura 12).

**Figura 12-** Localização dos pontos referentes aos trabalhos de campo



**Fonte:** Google Earth (2021)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

Foram realizados três trabalhos de campo. A primeira atividade ocorreu no dia 12/11/2021, onde foram selecionados três pontos para análise, os quais pertencem ao baixo curso das bacias. Na data de 14/11/2021 avaliou-se mais três pontos, entre o médio e baixo curso. Por fim, o último trabalho em campo ocorreu em 23/11/2021, compreendendo seis pontos entre o médio e alto curso das BH.

No Quadro 35, nota-se as informações gerais a respeito dos trabalhos de campo realizados, seus locais e os principais elementos analisados.

**Quadro 35-** Informações gerais referentes aos trabalhos de campo

Trabalhos de campo/ datas	Pontos	Coordenadas	Compartimentos das bacias hidrográficas	Elementos analisados
1 12/11/2021	1	21°48'23.56"S	Baixo Peixe	Processos erosivos
		51°47'17.85"O		
	2	21° 7'28.14"S	Baixo Aguapeí	Apropriação da bacia pela cana -de-açúcar
		51°36'24.53"O		
	3	21° 3'32.97"S	Baixo Aguapeí	Ocupação irregular da cana-de-açúcar
		51°39'32.10"O		
2 14/11/2021	4	21°36'31.23"S	Baixo Aguape/Peixe (Espigão divisor)	Aspectos geológicos: Formação Adamantina
		51° 9'28.69"O		
	5	21°29'47.24"S	Médio Aguapeí	Aspectos geológicos: Formação Serra Geral
		50°52'12.48"O		
	6	21°26'29.78"S	Médio Aguapeí	Aspectos geológicos: Formação Serra Geral
		50°56'38.20"O		
3 23/11/2021	7	22°13'56.43"S	Médio Peixe	Uso da terra- Outras culturas (milho)
		50°57'22.42"O		
	8	22°13'56.41"S	Médio Peixe	Uso da terra- Outras culturas (batata-doce)
		50°55'35.47"O		
	9	22°22'10.46"S	Alto Aguapeí/ Médio Peixe (Espigão divisor)	Aspectos geológicos: Formação Marília ; relevo
		50°11'5.47"O		
	10	21°27'18.62"S	Médio Aguapeí	Apropriação da bacia pela cana -de-açúcar
		50°55'6.21"O		
	11	21°32'22.39"S	Médio Aguapeí	Processos erosivos
		50°57'11.84"O		
	12	21°32'18.12"S	Baixo Peixe	Pressão dos canais de drenagem pela cana- de- açúcar
		51°39'28.95"O		

**Fonte:** GOOGLE EARTH (2021)

**Elaboração:** DEGRANDE, E.J.S

## **4- ASPECTOS FÍSICO- NATURAIS E PROCESSOS HISTÓRICOS- OCUPACIONAIS NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS AGUAPEÍ E PEIXE- OESTE PAULISTA**

### **4.1 Geologia**

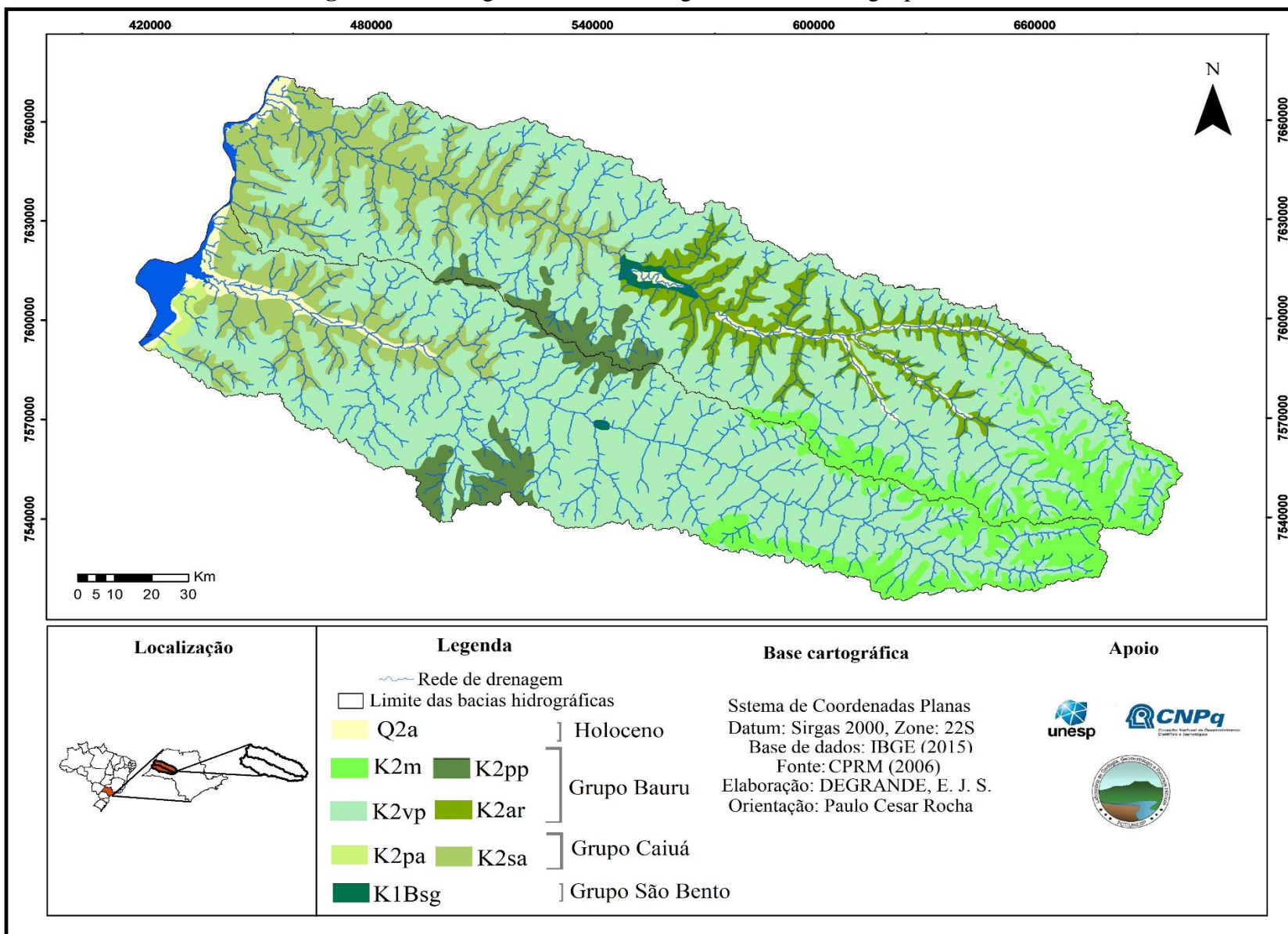
As bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe estão contidas na Bacia Sedimentar do Paraná, definida por Zalán *et al.* (1990) como intracratônica e constituída de rochas sedimentares e vulcânicas. Esta estrutura geológica se estende por aproximadamente 1.400.000 Km<sup>2</sup>, com formato alongado (nas direções NNE- SSW), 1.750 Km de comprimento e 900 Km de largura média (ZALÁN *et al.*, 1990).

Segundo Milani (1997) a Bacia Sedimentar do Paraná se trata de uma unidade geotectônica formada durante as eras Paleozóica e Mesozóica, que pode ser dividida em seis supersequências, a saber: 1) Rio Ivaí (Ordoviciano- Siluriano), 2) Paraná (Devoniano), 3) Gondwana I (Carbonífero - Eotriássico), 4) Gondwana II (Meso a Neotriássico), 5) Gondwana III (Neojurássico- Eocretácio) e 6) Bauru (Neocretácio)- tendo grupos litológicos das duas últimas subdivisões aflorantes na área de estudo.

Sendo assim, as bacias hidrográficas em questão compreendem formações correspondentes, geocronologicamente, ao grupo São Bento- com afloramentos associados ao magmatismo Serra Geral- grupo Caiuá e ao grupo Bauru além de Depósitos aluvionares.

De acordo com o CPRM (2006), na área de estudo o grupo São Bento é constituído pela Formação Serra Geral (K1Bsg). Quanto ao grupo Caiuá, possui as Formações Santo Anastácio (K2sa) e Rio Paraná (K2pa). Já o grupo Bauru apresenta afloramentos, tais como: Formação Vale do Rio do Peixe (K2vp), Formação Araçatuba (K2ar), Formação Presidente Prudente (K2pp) e Formação Marília (K2m). Para além dessas formações geológicas, há os Depósitos aluvionares (Q2a) ocorrentes sobretudo próximo aos cursos d'água (Figura 13).

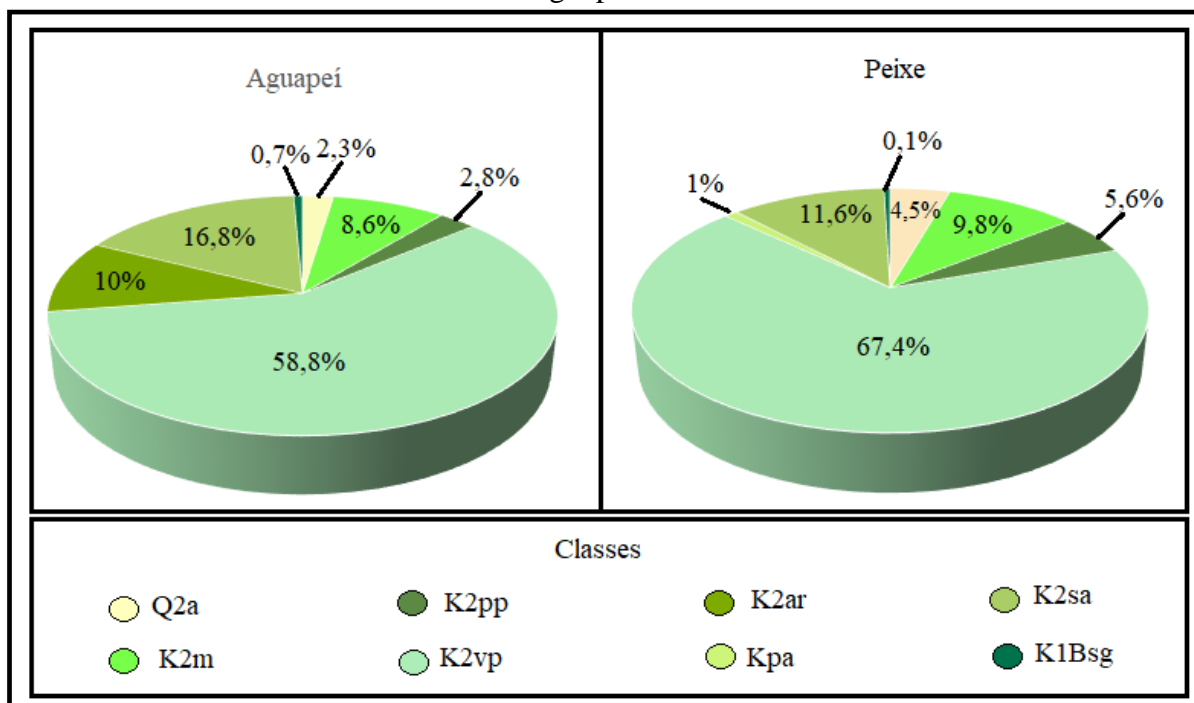
**Figura 13-** Geologia das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fonte: CPRM (2006)  
Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

Em ambas as BH a Formação Vale do rio do Peixe foi a que se destacou entre as classes mapeadas, compreendendo 58,8% da área da bacia hidrográfica do rio Aguapeí e 67,4% da BH do rio do Peixe. Por outro lado, a Formação Serra Geral quantificou apenas 0,7% e 0,1% do território das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe, respectivamente (Gráfico 03).

**Gráfico 03-** Distribuição percentual de classes geológicas nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fonte: CPRM (2006)  
Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

No que tange a Formação Serra Geral, caracteriza-se por rochas ígneas basálticas de composição toleítica- resultante de derrames magmáticos- intercalados a rochas areníticas (WHITE, 1908). Esta formação aflora apenas em alguns pontos junto à calha dos rios Aguapeí e Peixe, mais precisamente no médio curso destes, pertencentes às cidades como Santópolis do Aguapeí, Lucélia, Salmourão e Parapuã (Figura 14)

**Figura 14-** Afloramento basáltico na calha do rio Aguapeí- Salmourão- SP



**Foto:** Arquivo pessoal do autor (2021)

Recobrimo os basaltos da Formação Serra Geral, os grupos Caiuá e Bauru são constituídos por rochas sedimentares formadas no Cretáceo superior, sob condições climáticas semiáridas e áridas (CPRM, 2006).

Dentre as unidades litoestratigráficas constituintes do grupo Caiuá, a Formação Rio Paraná possui afloramento no baixo curso da BH do rio do Peixe, correspondendo a apenas 1% de sua área. Sua composição compreende arenitos quartzitos de coloração marrom avermelhado e granulometria, sobretudo, entre muito fina a fina (CPRM, 2006).

Em áreas que apresentam cotas altimétricas mais baixas das BH é perceptível litologias inerentes à Formação Santo Anastácio, a qual se estende desde as proximidades com o rio Paraná até áreas do médio curso das bacias hidrográficas (CBH- AP, 1997).

O arenito pertencente à Formação Santo Anastácio possui coloração que varia entre vermelho, marrom avermelhado ou arroxeadado (CBH- AP, 1997). A granulação dos sedimentos varia, de fina a média, possuindo grãos arredondados ou sub- arredondados. Sua estrutura sedimentar demonstra estratificação plano paralelo ou cruzada (IPT, 1981).

Dentre as unidades geológicas associadas ao grupo Bauru, a “Formação Vale do Rio do Peixe corresponde a depósitos essencialmente eólicos, acumulados em extensas áreas planas, nas formas de lenções de areia e campos de dunas baixas, associados a depósitos de loesse” (FERNANDES, 2004, p. 58). Esta unidade geológica é composta por arenitos cujas classes granulométricas variam de muito fina a fina, além de apresentarem as colorações alaranjado, marrom e rosa (CPRM, 2006).

No que concerne a Formação Araçatuba, ocorre nos vales do rio Aguapeí e Tietê (SUGUIO *et al.*, 1997). Na área objeto de estudo esta unidade foi mapeada apenas na BH do

rio Aguapeí, em seu médio curso, correspondendo a 10% de seu território. Segundo Fernandes (2004, p. 59), a K2ar “acumulou- se em um ambiente paludal, de águas salinas rasas e pouco agitadas, sujeitas a períodos de exposição”.

A composição da Formação Araçatuba compreende arenitos siltitos, caracterizados como muito finos e de coloração cinza esverdeada, com camadas, essencialmente, do tipo tabular (FERNANDES, 1998; FERNANDES e COIMBRA, 2000; CPRM, 2006).

Quanto a Formação Presidente Prudente, situa- se nos interflúvios das BH dos rios Aguapeí e Peixe, em seu médio curso (CPRM, 2006; FERNANDES, 1998). O arenito que constitui a K2pp possui característica granulométrica muito fina e fina, com coloração entre marrom avermelhados e bege (CPRM, 2006).

Desde o extremo leste das bacias hidrográficas em questão, na região do alto curso, até porções do médio Aguapeí- Peixe, nota- se afloramentos da Formação Marília. Definida como litofácies por Suguio *et al.* (1977) e membro por Brandt Neto, Petri e Coimbra (1978), foi Soares *et al.* (1980) um dos pioneiros a formalizar esta unidade à categoria de Formação Marília. Dessa forma, este autor caracteriza- a:

[...] como unidade composta por arenitos grosseiros a conglomeráticos, com grãos angulosos, teor de matriz variável, seleção pobre e ricos em feldspatos. Esses sedimentos ocorrem em bancos com espessura métrica entre 1 e 2 metros, maciços ou em acamamento incipiente subparalelo descontínuo, raramente apresentando estratificação cruzada de médio porte, com seixos concentrados nos estratos cruzados. Ocorre também raras camadas descontínuas de lamitos vermelhos (SOARES *et al.* 1980, p. 182).

Na Figura 15 podemos observar o afloramento sedimentar K2m em cortes na rodovia João Ribeiro de Barros, no divisor de águas entre as duas bacias hidrográficas, situada no município de Marília-SP (alto Aguapeí-Peixe).

Sobre as formações aflorantes denota- se a presença de depósitos recente, distribuídos entre a encosta e a calha dos rios (CBH- AP, 1997). Tais recobrimentos sedimentares foram definidos como Depósitos aluvionares pelo CPRM (2006) e são representados por cascalheiras e aluviões. Na área objeto de estudo os Depósitos aluvionares estão limitados ao vale fluvial, observáveis principalmente entre o médio e baixo curso dos rios.

**Figura 15-** Afloramento da Formação Marília em área de interflúvio entre as bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



**Fotos:** Arquivo pessoal do autor

Todo arcabouço estrutural aqui apresentado, uma vez exposto aos agentes exógenos, ao longo do tempo geológico, está condicionado ao modelamento, possibilitando o desenvolvimento de feições geomorfológicas variadas, conforme serão elucidadas no item a seguir.

## 4.2 Geomorfologia

A área de estudo se concentra no Planalto Ocidental Paulista que, de acordo com o IPT (1981), é limitado em sua borda oriental pelo reverso das cuestas basálticas, abrangendo grande parte do território do estado de São Paulo, se estendendo até o extremo oeste do mesmo, onde se localiza o rio Paraná.

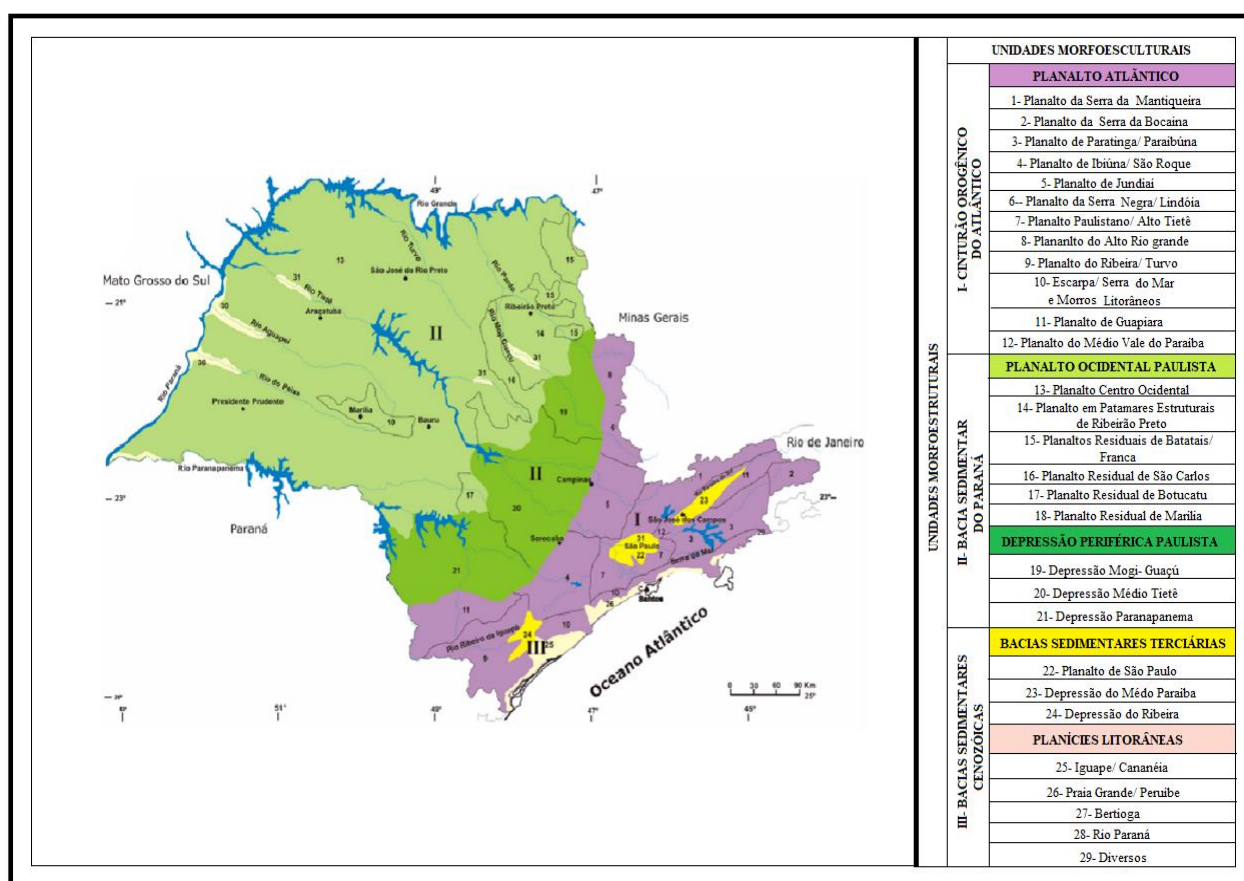
Sua paisagem configura relevos monótonos, como colinas e morrotes. Tal característica é influenciada pela estrutura arenítica que abarca a maior parte desta província geomorfológica, somado ao suave caimento de suas camadas para o oeste, característico da Bacia Sedimentar do Paraná, na qual está inserida (IPT, 1981).

Ross e Moroz (1997), fundamentados em autores como Gerasimov & Mecerjakov (1968), classificaram o relevo do estado de São Paulo de acordo com suas características morfoestruturais e morfoesculturais.

Dessa forma, o conceito de morfoestrutura pode ser definido como extensões do relevo onde sua litologia, estrutura e geotectônica estão intrínsecos a sua gênese. Já as morfoesculturas são feições do relevo inerentes a atuação dos agentes externos tanto em momentos pretéritos como no período presente, condicionando a esculturação do relevo por processos erosivos (GERASIMOV & MECERJAKOV, 1968).

Por conseguinte, de acordo com Ross e Moroz (1997), o Oeste Paulista, e consequentemente a área de estudo, está situado na morfoestrutura da Bacia Sedimentar do Paraná e na morfoescultura do Planalto Ocidental Paulista (Figura 16).

**Figura 16** - Mapa Geomorfológico do estado de São Paulo



Fonte: ROSS e MOROZ (1997)

Nesta última, por sua vez, os autores salientam certa diversidade fisiológica, permitindo identificar várias unidades geomorfológicas como: Planalto Centro Ocidental, Patamares Estruturais de Ribeirão Preto, Planaltos Residuais de Batatais/ Franca, Planalto Residual de São Carlos, Planalto Residual de Botucatu e Planalto Residual de Marília.

Das unidades morfoesculturais apresentadas, destaca-se a ocorrência, nas bacias hidrográficas em questão, de relevos associados ao Planalto Centro Ocidental e Planalto Residual de Marília. No caso desta primeira unidade, os autores ressaltam a predominância de:

[...] formas de relevos denudacionais cujo modelado constitui-se basicamente em colinas amplas e baixas com topos convexos (Dc) e topos aplanados ou tabulares (Dt). Os tipos de padrão de formas semelhantes são Dc<sub>13</sub>, Dc<sub>14</sub>, Dt<sub>11</sub> e Dt<sub>12</sub>, significando que os entalhamentos médios predominantes estão entre 1.750 e 3.750 m. (ROSS e MOROZ, 1997, p. 42).

Sobre o Planalto Residual de Marília, Ross e Moroz (1997) destacam a predominância de colinas constituídas de topos aplanados, convexos e tabulares. Em comparação ao Planalto Centro Ocidental, esta unidade geomorfológica demonstra maiores índices de dissecação, conforme apontado pelos referidos autores:

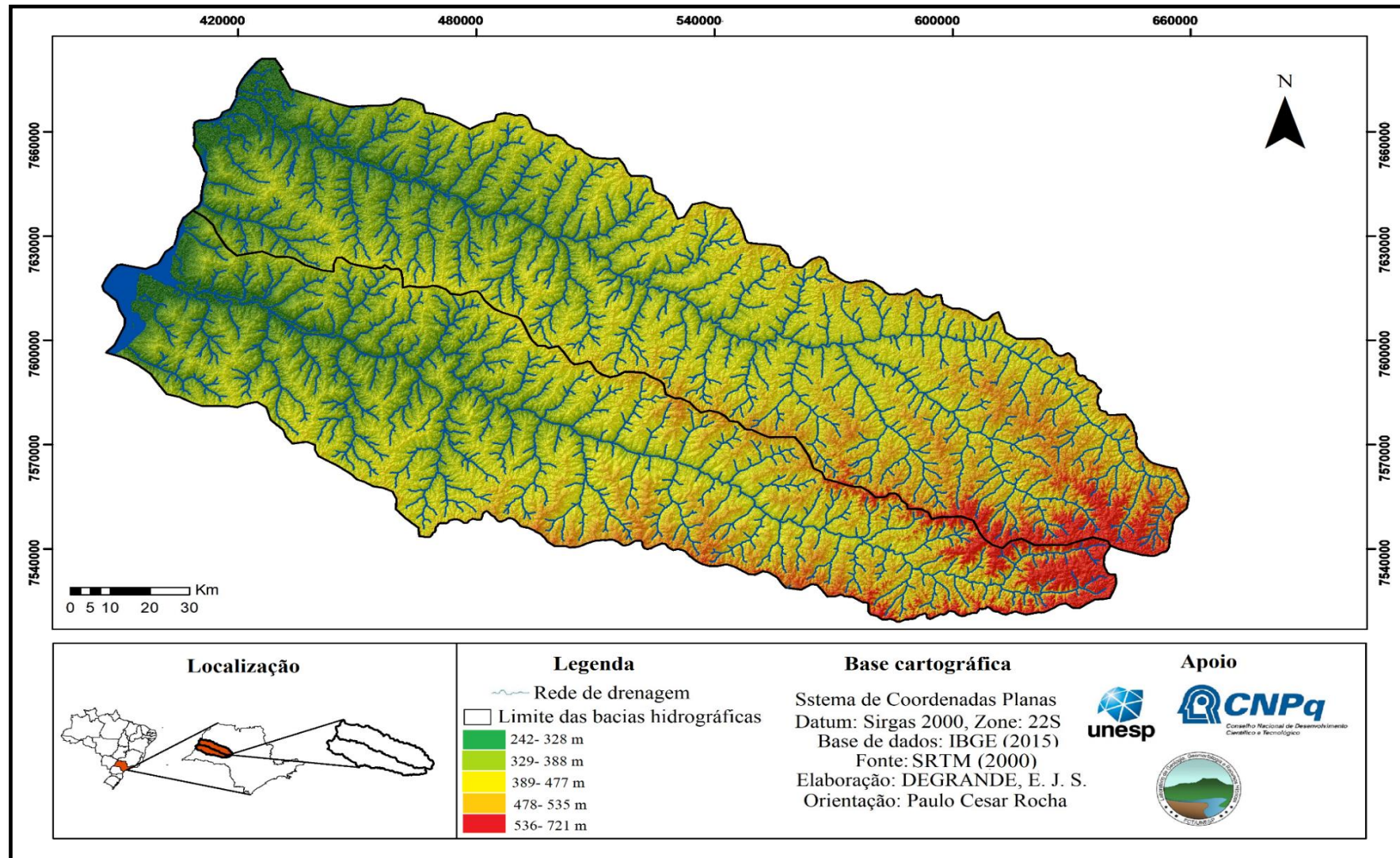
Os tipos de padrões e formas semelhantes são Dc<sub>24</sub> e Dc<sub>25</sub>, sendo o entalhamento dos vales da ordem de 20 a 40m e a dimensão interfluvial média variando de menos de 250m a 750m e Dt<sub>12</sub>, com vales pouco entalhados de até 20m e grande dimensão interfluvial que varia entre 1.750 a 3.750 mm. (ROSS e MOROZ, 1997, p. 45).

Outras formas de relevo presentes nas BH são as Planícies e Terraços Fluviais (associadas a Unidade Morfoestrutural Bacias Sedimentares Cenozóicas) encontradas nos fundos de vales, principalmente do baixo curso das bacias hidrográficas.

As características de relevo inerentes ao Planalto Centro Ocidental têm sido majoritárias na área objeto de estudo, abarcando totalmente o baixo e médio curso das BH, até parte de seu alto curso. Portanto, nas áreas localizadas no extremo montante, onde estão situadas as nascentes dos rios Aguapeí e Peixe, concentram as fisiologias relativas ao Planalto Residual de Marília.

Nas bacias hidrográficas em questão as classes hipsométricas variam entre de 246 a 721m, sendo os índices mais elevados concentrados nos topos de divisores de água, sobretudo, entre o alto- médio curso das BH. Por outro lado, as cotas altimétricas mais baixas predominam em fundos de vales especialmente nos baixos cursos (Figura 17).

**Figura 17-** Hipsometria das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

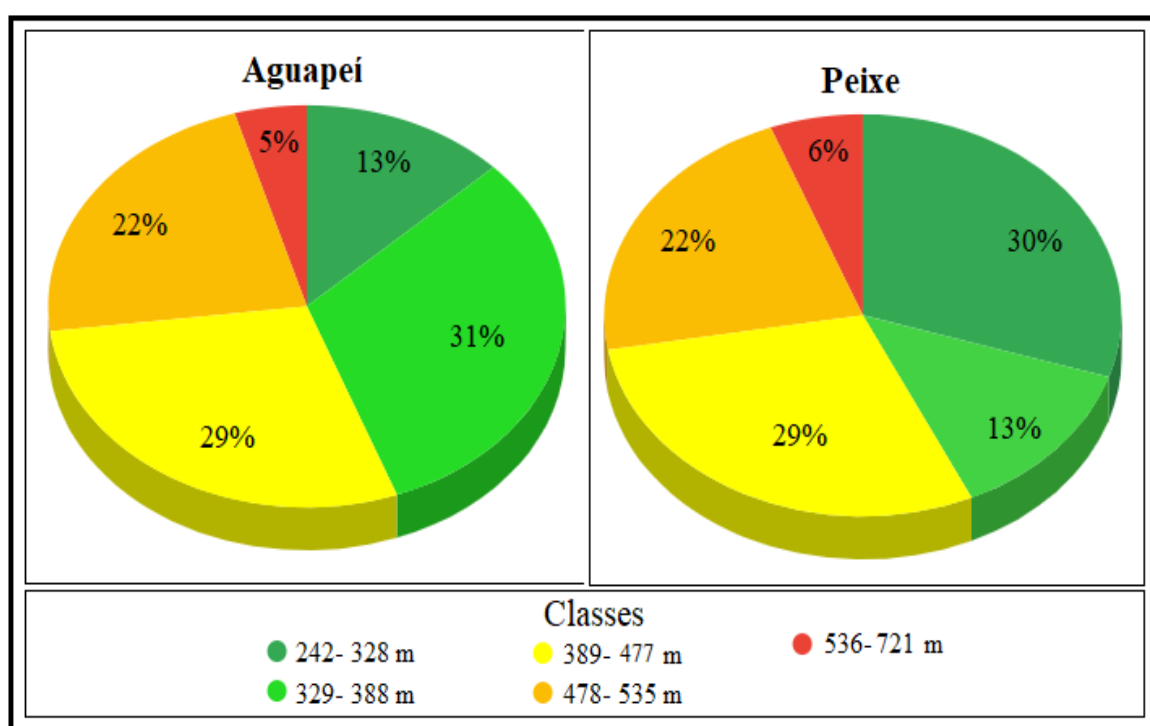


Fonte: SRTM (2000)  
Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

A distribuição das classes altimétricas na área de estudo demonstra que grande parte do território da bacia hidrográfica do rio Aguapeí, ou seja, 31%, está entre 329 a 388 m, enquanto apenas 5% desta BH está em áreas com hipsometria que variam entre 536 a 721 m.

No que concerne a bacia hidrográfica do rio do Peixe, destaca-se a classe altimétrica entre 242 a 328 m, correspondente a 30% da BH. Por outro lado, 6% de sua área está entre as altitudes mais elevadas, estas, por sua vez, compreendem valores de 536 a 721 m (Gráfico 04).

**Gráfico 04-** Distribuição percentual das classes hipsométricas nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



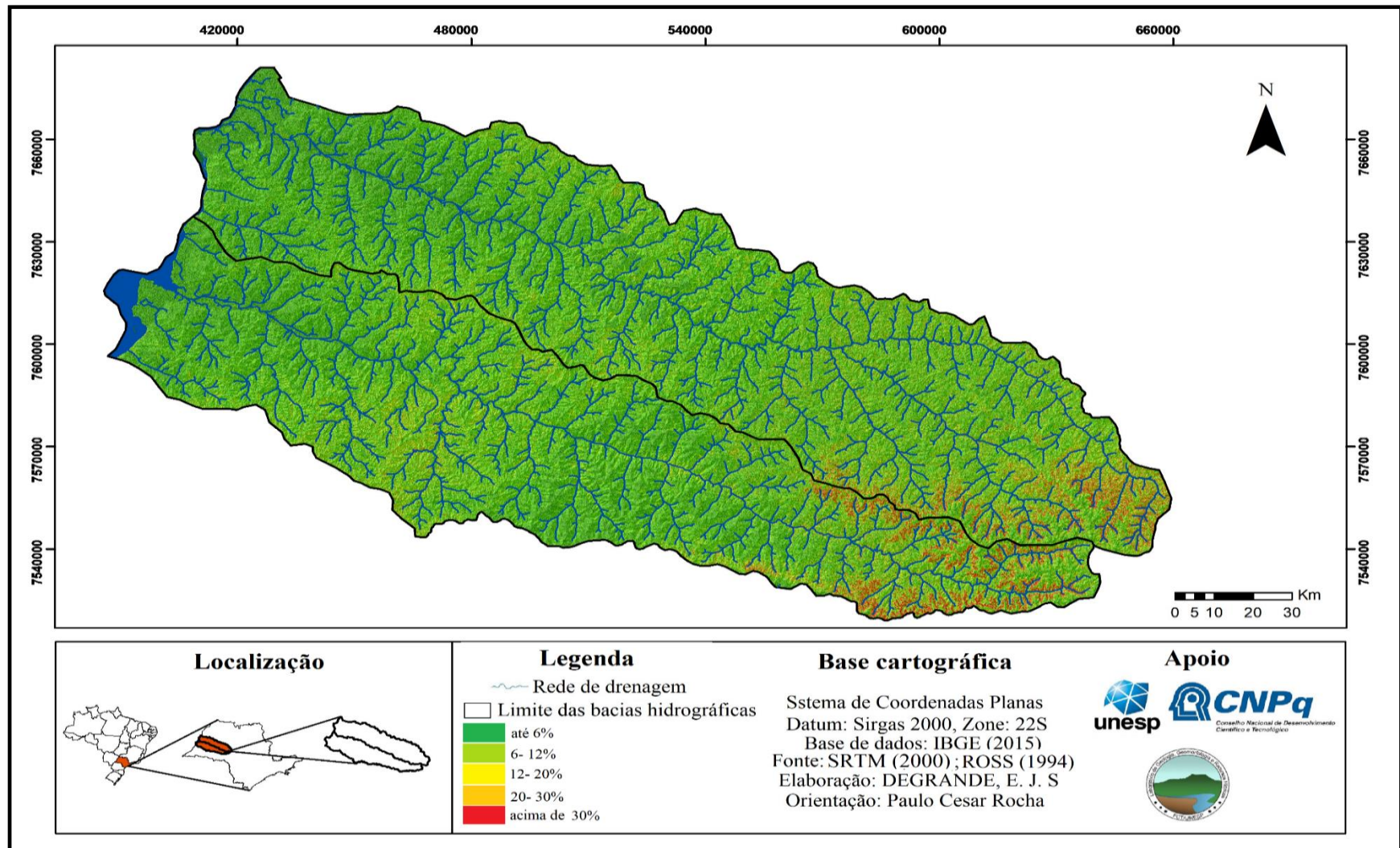
Fonte: SRTM (2000)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

Outra variável associada às características geomorfológicas é a declividade. Seguindo a tendência regional, nas BH em questão predominam declives de baixos percentuais. Deste modo, na bacia hidrográfica do rio Aguapeí se destaca a classe de gradiente entre 6 a 12%, que equivale 37% de sua área. Já a classe menos expressiva é a que apresenta índice de declividade superior a 30%, que por sua vez corresponde a uma área de apenas 1% da BH.

Quanto a bacia hidrográfica do rio do Peixe, metade de seu território (50%) possui gradiente de até 6%, enquanto declives acima de 30% representam somente 1% de sua área (Figura 18 e Gráfico 05).

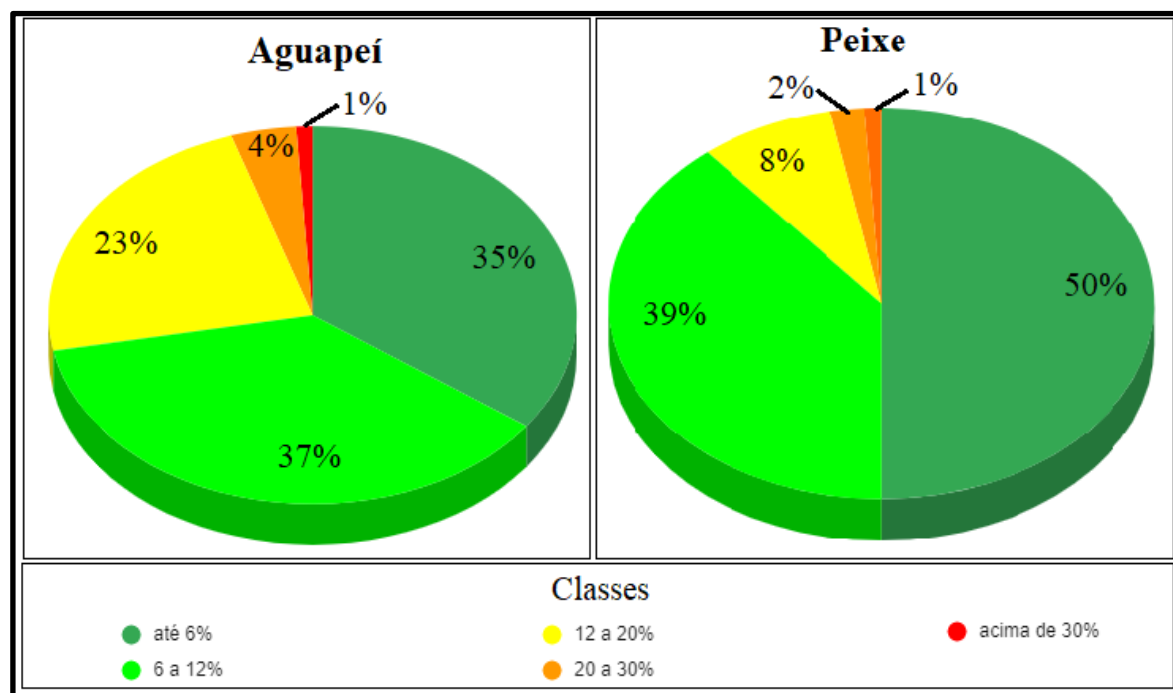
**Figura 18-** Declividade nas bacias hidrográficas do rio Aguapeí e Peixe



**Fontes:** SRTM (2000) e ROSS (1994)

**Elaboração:** DEGRANDE, E.J.S

**Gráfico 05-** Distribuição percentual das classes de declividades nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fontes: SRTM (2000) e ROSS (1994)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

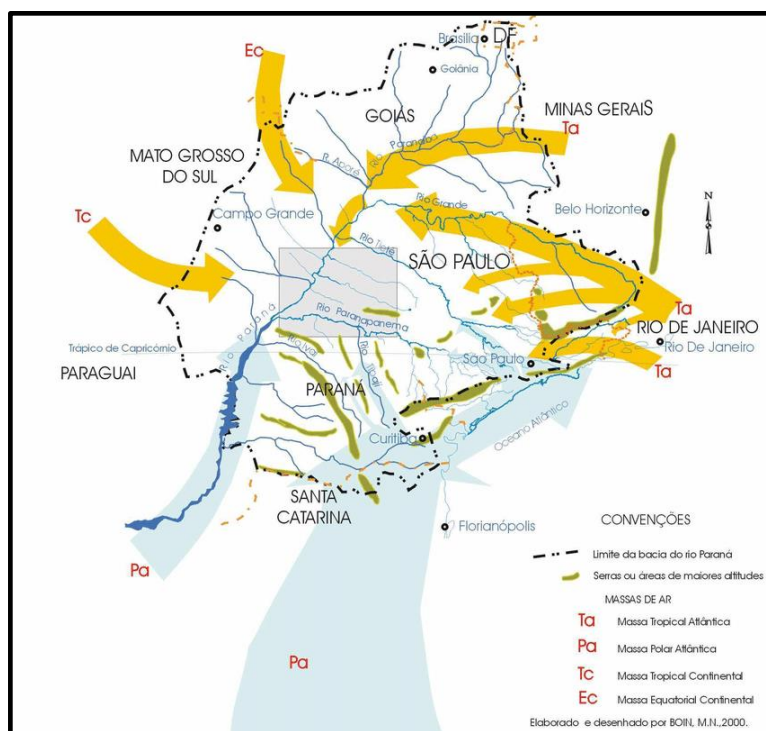
### 4.3 Clima e hidrografia

A conjuntura climática do Oeste Paulista, segundo Boin (2000), encontra-se em uma área de transição, onde atuam as massas de ar Tropical Continental (Tc), Tropical Atlântica (Ta), Polar Atlântica (Pa) e a Equatorial Continental (Ec), sendo a participação desta última menos frequente (Figura 19).

Portanto, Monteiro (1973) classifica o clima desta região como tropical, o qual está sob a influência de massas polares durante o inverno e sistemas tropicais no verão. A média térmica anual é de 22° C; já a pluviosidade média anual pode alternar entre 1.200 a 1.500 mm (BOIN, 2000).

Boin (2000), ao estudar o clima do Oeste Paulista, em uma escala temporal de 1967 a 1996, relata a forte relação do relevo sobre os índices pluviométricos. Nas bacias hidrográficas em questão, por exemplo, o referido autor salienta que as áreas de maior altitude apresentam maiores taxas de chuva, como na zona do Planalto Residual de Marília e nos interflúvios entre os rios Aguapeí e Peixe, onde denota-se valores médios de precipitação em torno de 1.400 mm.

**Figura 19-** Atuação das massas de ar que influenciam o clima no Oeste Paulista



Fonte: BOIN (2000)

Em contribuição aos dados apresentados pelo autor supracitado, Andrade (2014), ao avaliar a distribuição mensal da precipitação nas BH dos rios Aguapeí e Peixe entre 1975 a 1999, evidencia volumes de chuvas superiores no alto curso das bacias hidrográficas quando comparado ao seu médio e baixo curso. As disparidades na distribuição da precipitação são apontadas pela autora, entre outros elementos, como fruto das características topográficas, que, como já foi visto, sofre decréscimo no sentido montante- jusante.

Tais características climáticas em concomitância com outros elementos, como por exemplo, os processos geológicos- geomorfológicos, representados essencialmente pelos aspectos estruturais e topográficos, possuem suma importância na organização da hidrografia de uma BH (TUCCI e CLARCK, 1997; ANDRIUCCI *et al.*, 2002).

No que tange ao Planalto Ocidental Paulista, denota-se que sua rede de drenagem é constituída, principalmente, por rios consequentes, influenciados pela estrutura geológica regional. Deste modo há notável paralelismo na direção NW entre os rios Tietê, Aguapeí, Peixe e Santo Anastácio (IPT, 1981).

Quanto as bacias hidrográficas aqui analisadas, dispõe de uma área de drenagem calculada em 13.196 km<sup>2</sup> (Aguapeí) e 10.769 km<sup>2</sup> (Peixe). Seus rios principais são homônimos as suas BH e apresentam aproximadamente 420 km e 380 km de extensão, respectivamente

(CBH-AP, 1997). Ambos possuem canal de 6ª ordem, segundo a classificação de Strahler (1957), além do caráter endorréico (ANDRADE, 2014).

Segundo Christofololetti (1974), em áreas com camadas geológicas sedimentares horizontais são comuns padrões de drenagem do tipo dendrítico os quais demonstram configuração arbórea, ou seja, com características similares a uma árvore onde seu tronco faz alusão ao rio principal, enquanto seus galhos representam seus tributários. Este padrão caracteriza a rede de drenagem dos rios Aguapeí e Peixe, conforme destacado por Andrade (2014).

#### 4.4 Tipos de solos

Formados como consequência da ação climática sobre rochas, preponderantemente, areníticas do grupo Bauru, além de irrisórios afloramentos basálticos da Formação Serra Geral, os solos que abarcam a área de estudo, segundo Boin (2000), são, de modo geral, pouco ácidos e pobres em argila, porém, com grande quantidade de areia em sua composição, o que lhes permitem a boa drenagem e maior profundidade.

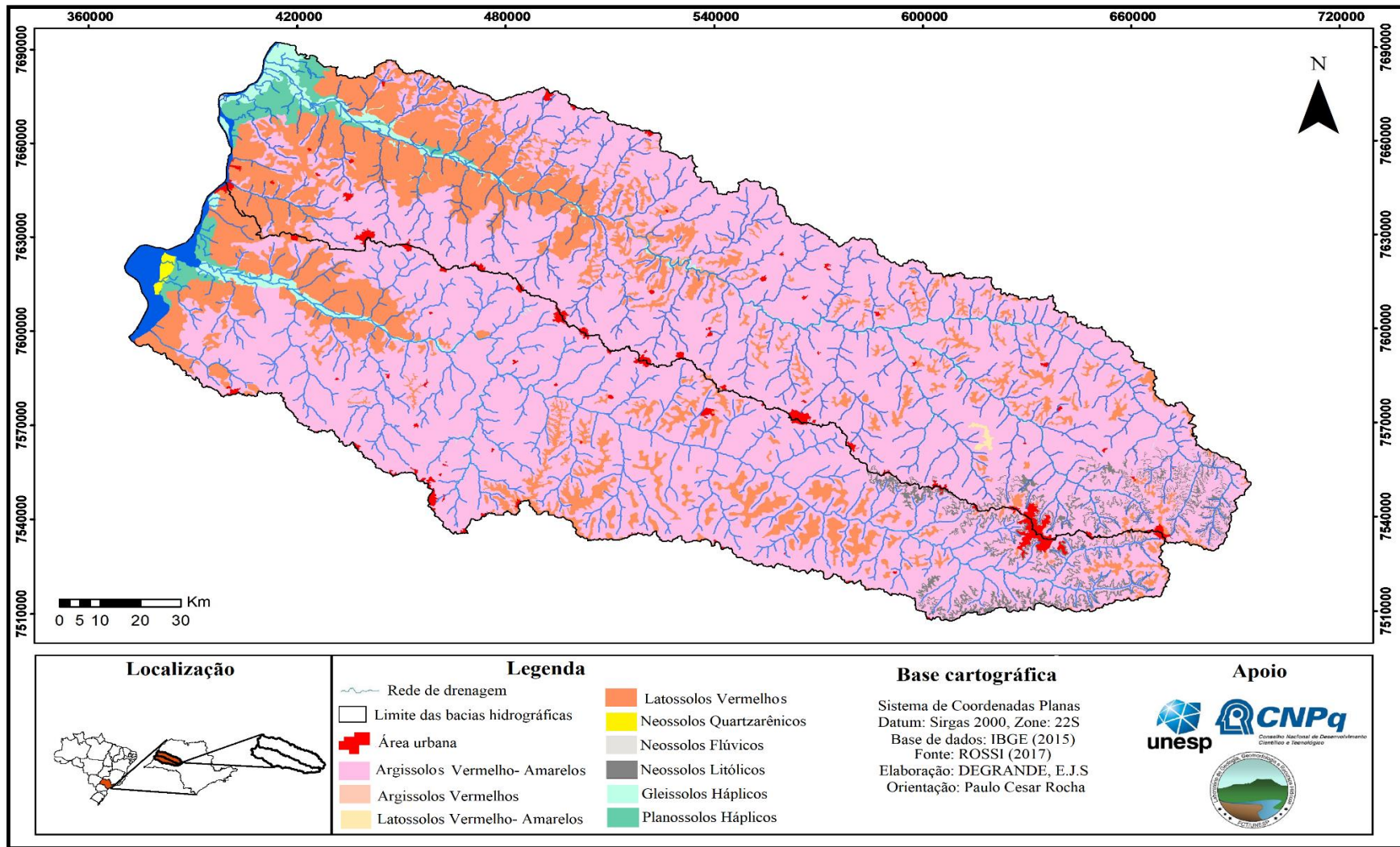
De acordo com o mapeamento pedológico realizado por Rossi (2017), para o estado de São Paulo, nas BH em questão encontram-se cinco grupos de solos: Argissolos (Vermelhos; Vermelho- Amarelo), Latossolos (Vermelho; Vermelho- Amarelo), Neossolos (Quartzarênicos, Flúvicos e Litólitos), Gleissolos Háplicos e Planossolos Háplicos (Figura 20).

Os Argissolos são os tipos de solos majoritários nas BH, distribuídos desde o alto até seu baixo curso, sendo definidos pela Santos *et al.* (2018, p.85-86) como:

[...] constituídos por material mineral, que tem como características diferenciais a presença de horizonte B textural de argila de atividade baixa ou alta conjugada com saturação por bases baixas ou caráter alítico. O horizonte B textural (Bt) encontra-se imediatamente abaixo de qualquer tipo de horizonte superficial, exceto o hístico, sem apresentar, contudo, os requisitos estabelecidos para ser enquadrado nas classes dos Luvisolos, Planossolos, Plintossolos ou Gleissolos.

Esta classe de solos ocorre em relevos que apresentam desde características relativamente suavizadas até os mais ondulados (INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS- IAC, 1999). As características texturais dos Argissolos são apontadas por Lombardi Neto *et al.* (1991) apud Oliveira *et al.* (1999), como condicionantes para a baixa ou muito baixa resistência aos processos erosivos.

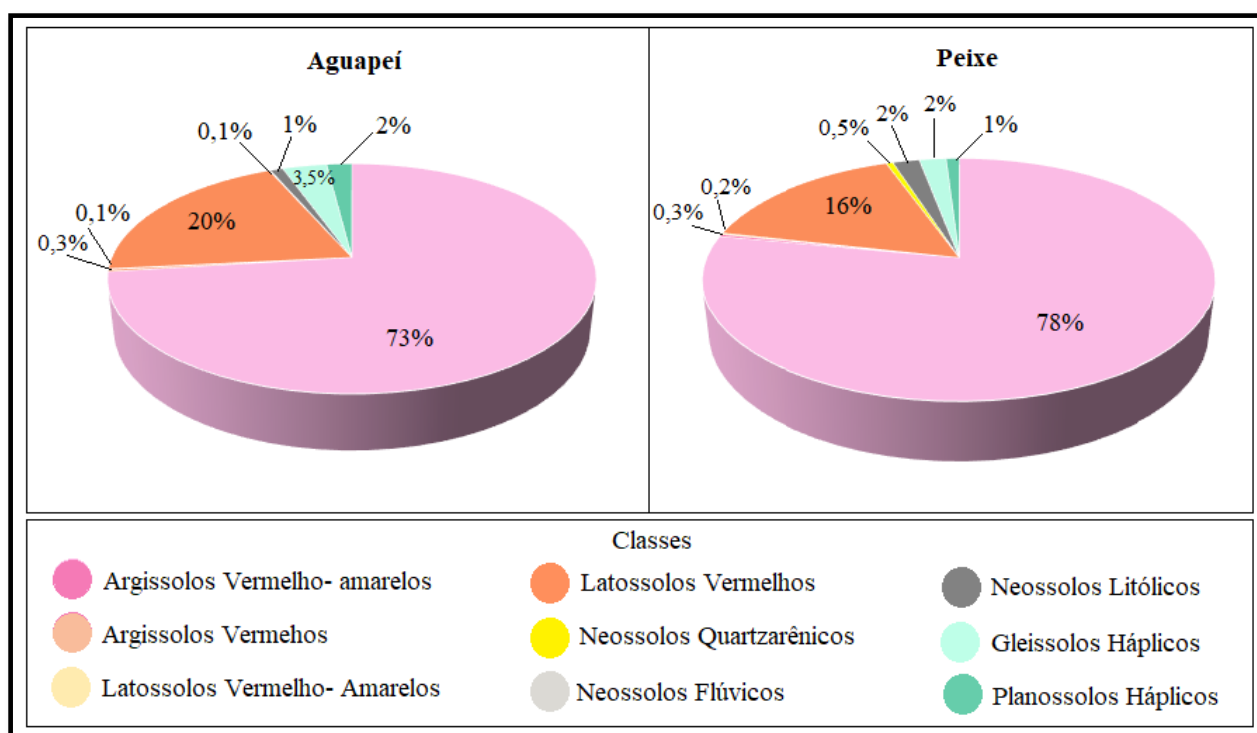
**Figura 20-** Tipos de solos nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fonte: ROSSI (2017)  
 Elaboração: DEGRANDE, E.J. S

Foram identificados Argissolos das classes Vermelho e Vermelho- Amarelo. O primeiro subgrupo está restrito a um pequeno trecho do médio curso de ambas as BH e constitui apenas 0,3% de seu território (Gráfico 06). As características mineralógicas da rocha matriz, com teores mais altos de ferro, permitem que os Argissolos Vermelhos apresentem teor de argila em seu horizonte subsuperficial mais elevado do que no horizonte superficial (SANTOS *et al.*, 2018).

**Gráfico 06-** Distribuição percentual dos tipos de solos nas bacias hidrográficas rios Aguapeí e Peixe



Fonte: ROSSI (2017)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Já no que concerne aos Argissolos Vermelho- Amarelos, compreendem grande parte das BH, sendo a classe de solos de maior ocorrência, compreendendo 73% da bacia hidrográfica do Aguapeí e 78% da BH do rio do Peixe. De acordo com a SANTOS *et al.* (2018), estes solos são categorizados entre profundos a muito profundos, possuindo textura que varia entre média e argilosa. Seu horizonte B textural apresenta cores vermelho- amareladas, como consequência do dióxido de ferro dos tipos hematita e goethita.

Os Latossolos são típicos de regiões equatoriais e tropicais, sendo os solos de maior ocorrência no Brasil. No estado de São Paulo, eles correspondem a 50% dos solos mapeados, de acordo com Oliveira (1999), enquanto na área de estudo eles são a segunda classe pedológica mais ocorrente.

Assim, identificou-se nas BH em questão os Latossolos do tipo Vermelho e Vermelho-Amarelo. A primeira classe equivale a 20% do território da bacia hidrográfica do rio Aguapeí e a 16% no do Peixe; por outro lado, os Latossolos Vermelho-Amarelo representam apenas 0,2% e 0,1% da área das BH dos rios Aguapeí e Peixe, respectivamente (Gráfico 06).

Segundo a SANTOS *et al.* (2018), os Latossolos são considerados, de modo geral, solos bastante evoluídos, com elevado estágio de intemperização e fortemente ou bem drenados. Tal fator está associado a sua localização que, normalmente, ocorre em áreas de relevo planos e suavemente ondulados, o que permite maior capacidade de infiltração e tolerância a processos erosivos (LOMBARDI NETO *et al.*, 1991 apud OLIVEIRA, 1999).

Na área em questão os Latossolos estão distribuídos por todos os compartimentos das bacias hidrográficas, embora concentrados no baixo curso das mesmas, encontrados principalmente entre gradientes de 6% a 12%.

Outro grupo de solos identificado na área estudada são os Neossolos os quais, segundo Oliveira (1999), constituem matéria orgânica ou mineral inferior a 40 cm de profundidade, além de não apresentarem horizonte B diagnóstico. Neste sentido, o IAC (1999) reitera que os Neossolos correspondem a solos rasos, isto é, com baixo desenvolvimento pedogenético, além de, em alguns casos, serem abundantes em areias quartzosas. As classes de Neossolos observados nas BH são: Quartzarênicos, Flúvicos e Litólicos.

Situado apenas nas adjacências da foz do rio do Peixe, o Neossolo Quartzarênico dispõe de textura arenosa de cor amarelada e perfil considerado uniforme. Sua formação está condicionada, entre outros elementos, a relevos planos e suave ondulados, o que inicialmente denota certa estabilidade à processos erosivos, entretanto, seu caráter arenoso indica notável suscetibilidade à remoção dos solos (SANTOS *et al.*, 2018).

Os Neossolos Flúvicos, por sua vez, são solos resultantes de sedimentos aluviais. Possuem horizonte A sobre o horizonte ou camada C, os quais apresentam aspecto flúvico ao longo de 150 cm de seu perfil (SANTOS *et al.*, 2018). Outrossim, são observados nos fundos de vales dos rios Aguapeí e Peixe.

Segundo o IAC (1999), os Neossolos Litólicos são inerentes a relevos com maiores índices de dissecação, ocorrentes principalmente em áreas escarpadas e serranas. Nas bacias hidrográficas aqui estudadas esta classe de solo se concentra, sobretudo, em seu alto curso, no Planalto Residual de Marília.

Quanto aos Gleissolos, possuem estreita relação com áreas de planícies aluviais, sujeitas a inundações periódicas. Sua textura pode variar entre arenosa à argilosa. De acordo com o

IBGE (2015) a presença de umidade característica destes tipos de solos é evidenciada em sua coloração que demonstra certa tendência a tons acinzentados, porém, também ocorrendo Gleissolos com tons azulados ou esverdeados. SANTOS *et al.* (2018) ao defini-los, destaca as seguintes características:

Compreendem solos minerais, hidromórficos, que apresentam horizonte glei dentro de 50 cm a partir da superfície ou a profundidade maior que 50 cm e menor ou igual a 150 cm desde que imediatamente abaixo de horizontes A ou E (com ou sem gleização) ou de horizonte hístico com espessura insuficiente para definir a classe dos Organossolos. (SANTOS *et al.*, 2018, p. 91).

Constatou-se na área de estudo Gleissolos do tipo Háplico, que é qualificado por não possuir caráter teomórfico (ausência de material sulfúrico), sálico (presença de material sálico) e melânico- horizonte H inferior a 40 cm- (SANTOS *et al.*, 2018). Sua presença nas BH ocorre nas adjacências da rede de drenagem, em áreas de baixa declividade, - até 6%- com maior notabilidade em seu baixo curso.

Os Planossolos, por fim, se restringem a uma pequena porção situada na extrema jusante das BH. Assim como na classe de solo anterior, os Planossolos estão associados a relevos de baixa declividade em áreas aplainadas. Apresentam em seus horizontes A ou E material mineral, tendo em sua subsequência o horizonte B plânico, podendo ser imperfeitamente drenado (SANTOS *et al.*, 2018).

A categoria de Planossolos encontrado na área em questão são do tipo háplicos, e, embora possa ter elevado valor nutricional, suas características físicas- com o horizonte B mais adensado- repercute em limitações quanto a penetração de raízes (SANTOS *et al.*, 2018).

Sobre este meio físico apresentado, a sociedade do Oeste Paulista vem se desenvolvendo, em um processo histórico marcado por mudanças no uso e cobertura da terra e conseqüentemente, em novas relações entre sociedade e natureza.

#### **4.5 Histórico de ocupação, uso e cobertura da terra**

Originalmente, o Oeste Paulista era dominado por vasta área de Floresta Estacional Semidecidual e, ao sul do rio do Peixe, havia revestimento vegetal característico do Cerrado (SAMPAIO, 1890). Segundo o levantamento realizado pela Comissão Geográfica e Geológica do Estado de São Paulo- CGG (1913), até o início do século XX grande parte desta região estava situada em uma área denominada de terrenos desconhecidos e em exploração (Figura 21).



A expansão cafeeira na região incentivou a chegada de trabalhadores rurais, principalmente imigrantes (europeus e asiáticos), além de migrantes brasileiros (CBH-AP, 1997). Nos espigões das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe, a ocupação se iniciou somente após 1930, sob o avanço da frente cafeeira (BOIN, 2000). Esta cultura teve seus momentos de auge, porém, também de declínios, seja devido a crises econômicas ou a intempéries climáticas causadas por fortes geadas (CBH-AP, 1997).

Ao longo das décadas subsequentes do século XX, de acordo com o CBH-AP (1997), a área de estudo vivenciou certa diversificação na produção agropecuária, como o cultivo do algodão, amendoim e a implantação de grandes fazendas para a criação de gado, essencialmente em áreas de solos já desgastados pelo excessivo uso agrícola.

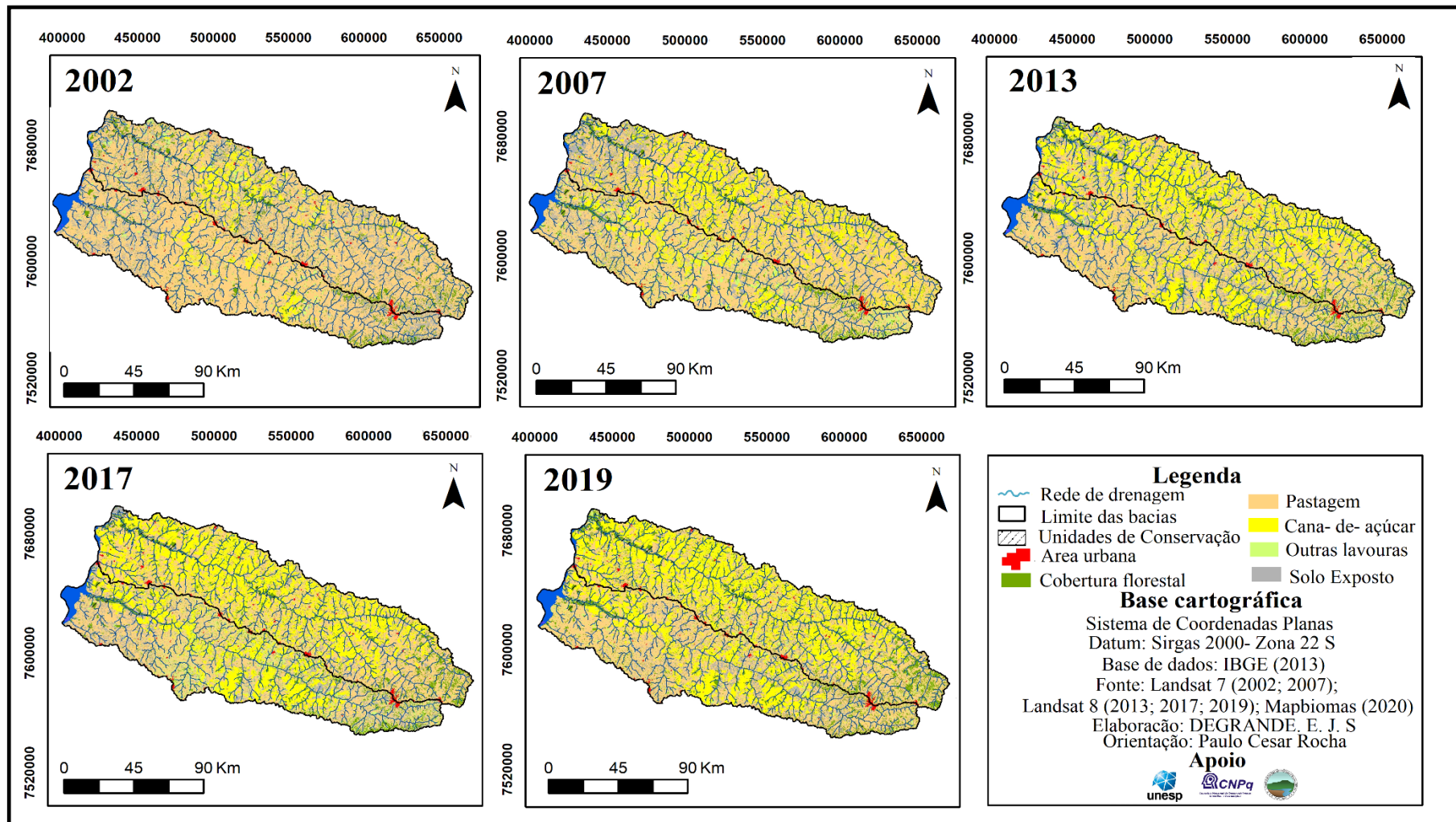
Todavia, entre o final do século XX e início do XXI o oeste do estado passou a vivenciar uma nova conjuntura econômica, ou seja, a expansão da cana-de-açúcar (ver capítulo 5). Nas BH em questão, a medida em que a cana-de-açúcar avança, nota-se a reorganização das formas de uso da terra.

Portanto, ao analisar o uso e cobertura da terra nas bacias hidrográficas entre 2002 a 2019, verificou-se que em 2002 a principal classe de uso na bacia hidrográfica do rio Aguapeí era a pastagem a qual ocupava 64,6% do território. As demais classes demonstraram os seguintes percentuais: Solo Exposto (15,4%), Cobertura Florestal (8,9%), Cana-de-açúcar (6,6%), Outras lavouras (3,2%), Área urbana (1%) e Corpos d'água (0,3%) (Figura 22 e Gráfico 07).

Já em 2019, a classe Cana-de-Açúcar passou a ocupar 38,1% da área da bacia hidrográfica do rio Aguapeí, tornando-se a mais representativa categoria de uso da terra. As outras classes que compreendem esta BH e suas respectivas porcentagens foram: Solo exposto (4%), Pastagem (37,7%), Cobertura Florestal (14,4%), Outras lavouras (4,6%), Área urbana (1%) e Corpos d'água (0,3%).

Na BH do rio do Peixe, no período de 2002, a Pastagem também foi a classe de uso mais ocorrente, a qual abrangeu 75% de sua área. Quanto as outras formas de cobertura e uso da terra, apresentaram os seguintes percentuais: Solo exposto (12,2%), Cobertura florestal (6%), Cana-de-açúcar (3,5%), Corpos d'água (2%), Área urbana (1%) e Outras lavouras (0,3%).

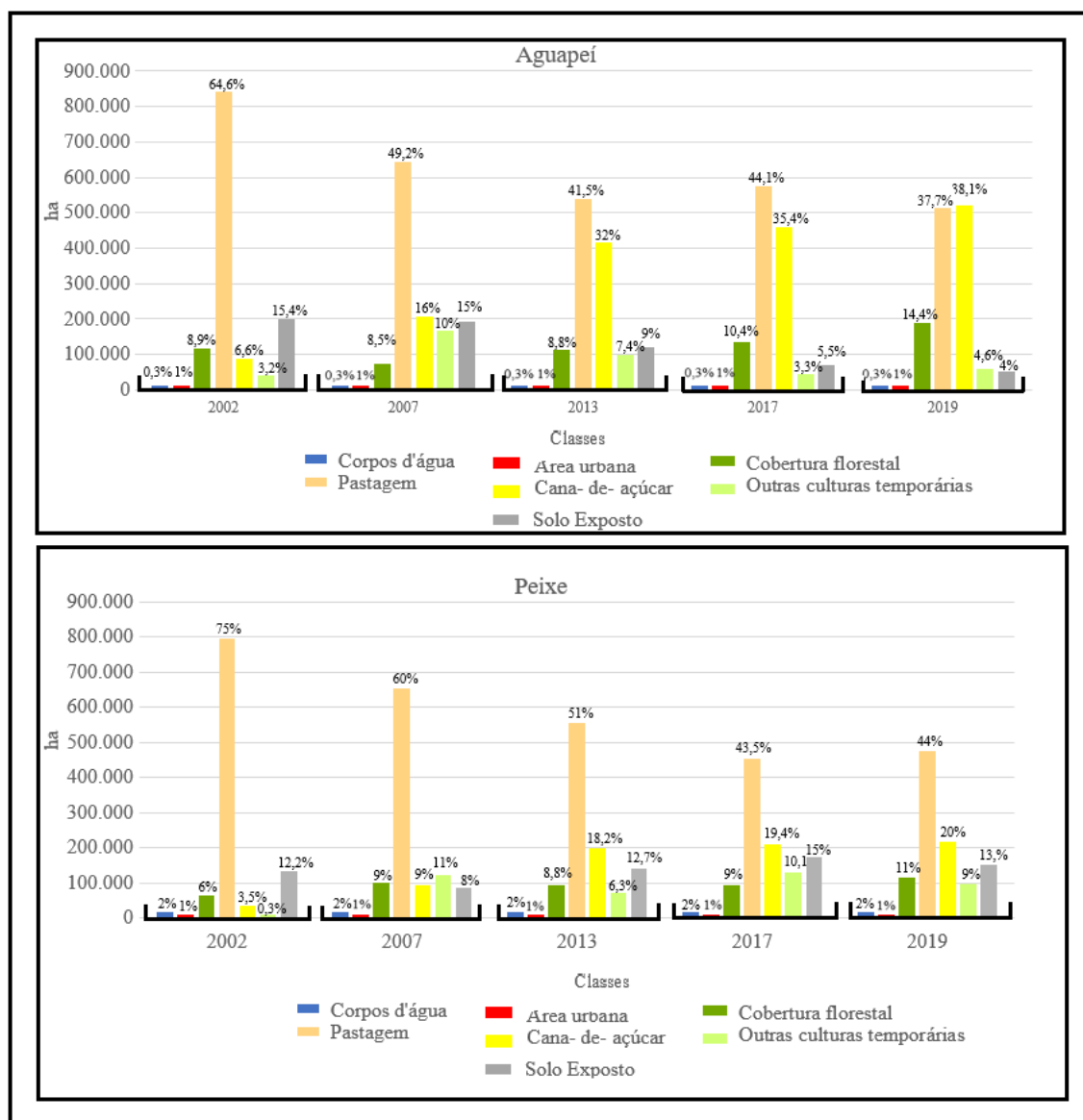
**Figura 22-** Uso e Cobertura da terra nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fontes: LADSAT 7 e 8 (2021); MAPBIOMAS (2020)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

**Gráfico 07-** Uso e cobertura da terra nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe (2002-2019)



Fontes: LANDSAT 7 e 8 (2021) e MAPBIOMAS (2020)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

No que tange a bacia hidrográfica do rio do Peixe, no período de 2019, a Pastagem continuou sendo a principal categoria de uso, equivalente a 44% do território. A Cana-de-açúcar representou 20% da área da BH. Quanto ao Solo Exposto, sua área foi de 13%, enquanto a Cobertura florestal representou 11%. As categorias Outras lavouras, Corpos d'água e Área urbana obtiveram percentual de 9%, 2% e 1%, respectivamente.

Como reflexo de políticas econômicas de incentivo à expansão açucareira para o Oeste Paulista nas últimas décadas, houve nas BH significativa redução da área destinada à pastagem dando, portanto, lugar à cana- de- açúcar.

Esta realidade foi mais expressiva na bacia hidrográfica do rio Aguapeí onde a cana- de- açúcar se tem tornado a classe mais representativa desde 2019. Embora na BH do rio do Peixe a pastagem ainda seja a categoria de uso da terra mais representativa, ao longo da série histórica considerada verificou- se drástica redução desta classe e conseqüentemente o aumento das áreas com cana- de- açúcar.

Cabe ressaltar que a classe Cobertura Florestal tem sofrido aumento percentual em ambas as BH, resultante do estabelecimento de áreas ambientalmente protegidas como o Parque Estadual do Aguapeí (PEA) e o Parque Estadual do Peixe (PEP). Estas Unidades de Conservação foram criadas respectivamente pelos Decretos Estaduais nº 43.269 de 2 de julho de 1998 e nº 47.095 de 18 de setembro de 2002 (SÃO PAULO, 1998; 2002).

A implantação destes parques foi uma exigência à Companhia Energética de São Paulo- CESP- ao cumprimento da Resolução CONAMA nº 2 de 18 de abril de 1996, como reparação aos danos ambientais causados pela instalação da Usina Hidrelétrica Engenheiro Sérgio Motta. Sendo assim, o Artigo 1º desta resolução estabelece que:

Para fazer face à reparação dos danos ambientais causados pela destruição de florestas e outros ecossistemas, o licenciamento de empreendimentos de relevante impacto ambiental, assim considerado pelo órgão ambiental competente com fundamento do EIA/RIMA, terá como um dos requisitos a serem atendidos pela entidade licenciada, a implantação de uma unidade de conservação de domínio público e uso indireto, preferencialmente uma Estação Ecológica, a critério do órgão licenciador, ouvido o empreendedor (BRASIL, 1996, [s. p]).

De acordo com o Plano de Manejo dos Parques Estaduais Aguapeí (2010) e Peixe (2009), a área do PEA está situada entre os municípios de Castilho, São João do Pau d'Alho, Nova Independência, Monte Castelo, Guaraçai e Junqueirópolis. Já a PEP abrange áreas dos municípios de Ouro Verde, Dracena, Presidente Venceslau e Piquerobi.

A relação adversa entre o processo de ocupação do Oeste Paulista e o meio natural, dada inicialmente pela supressão da vegetação original para o plantio do café, pode ser observada atualmente, principalmente, sob a expansão indiscriminada da cana- de- açúcar, como veremos no capítulo a seguir.

## **5 A EXPANSÃO DA CANA- DE- AÇÚCAR E SUA RELAÇÃO COM OS ÍNDICES DE APROPRIÇÃO DAS SUBBACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS AGUAPEÍ E PEIXE E PRESSÃO DIRETA DE SEUS CANAIS DE DRENAGEM E COM O USO DE AGROTÓXICOS**

### **5.1 Do advento da cana- de- açúcar no Brasil à sua expansão ao Oeste Paulista**

Os primórdios do cultivo da cana- de- açúcar no Brasil datam desde o período colonial, século XVI, por volta de 1530 quando pequenos engenhos, movidos por boi ou cavalos, foram instalados na região nordeste, com destaque para a costa Pernambucana e o Recôncavo Baiano (SZMRECSÁNI, 1979; SCHWARTZ, 1998; NOVAES e ALVEZ, 2007). O principal produto da cana neste período era o açúcar, que por sua vez, foi largamente exportado para a metrópole portuguesa, abastecendo o mercado consumidor europeu (BRANDÃO, 1984).

Esta conjuntura econômica foi preponderante entre os séculos XVI e final do XVII, entretanto, crises neste setor foram recorrentes, marcadas pela competição do açúcar produzido na América Central (FURTADO, 2007). Fatores como a introdução de novos equipamentos no processo de fabricação do açúcar caribenho, repercutindo no aumento da produtividade, além da proximidade desta região com o mercado consumidor europeu, desencadearam no fim do domínio da produção açucareira brasileira no período colonial (FURTADO, 2007).

O colapso do setor açucareiro da então colônia portuguesa perdurou todo o século XVIII, todavia, segundo Schwartz (1988), em algumas capitanias, como as de Pernambuco e Bahia, a produção de açúcar não cessou, mesmo com as oscilações nos preços decorrentes do contexto político-econômico internacional.

Os primeiros sinais de reavivamento da produção açucareira brasileira só ocorreram entre o fim do século XVIII e início do século XIX. Este processo foi condicionado, sobretudo, pelo aumento populacional na Europa, desencadeado pela Revolução Industrial e, conseqüentemente, o crescimento na demanda pelo açúcar (SIMONSEN, 2005).

Em São Paulo, o cultivo da cana- de- açúcar esteve concentrado, até o fim do século XIX, entre o território litorâneo e parte do interior conhecido geomorfológicamente como Depressão Periférica (RODRIGUES e ROSS, 2020). Já em 1890 houve a expansão açucareira à outras áreas interioranas, abrangendo cidades do Planalto Ocidental Paulista, tais como Araraquara, Sertãozinho e Franca “fazendo com que, além da Floresta Pluvial Atlântica, áreas

de campo cerrado que cobriam as colinas amplas dessa região começassem a sentir os efeitos da implantação dos canaviais” (RODRIGUES e ROSS, p. 110, 2020).

No início do século XX, o Brasil vivenciou as primeiras experiências com o álcool combustível. Segundo Carvalho *et al.* (2013), este fato tem auxiliado no aumento da produção canavieira, especialmente, após a década de 1930 quando o governo sancionou o Decreto nº 19.717 de 20 de fevereiro de 1931, tornando obrigatório o acréscimo de 5% de álcool na gasolina importada (BRASIL, 1931).

Neste período, de acordo com Szmrecsányi (1979), a produção do álcool correspondia ao excedente de cana não utilizado na geração do açúcar, porém, gradativamente as ações do governo contribuíram para o fortalecimento econômico a partir da venda do álcool como combustível.

Dentre as medidas estabelecidas, a criação em 1933 do Instituto do Açúcar e do Alcool - IAA- pelo Decreto nº 22.789 de 01 de junho de 1933<sup>15</sup>, foi um importante passo para a organização do setor sucroalcooleiro em território nacional, tendo como principais objetivos:

- a) Assegurar o equilíbrio interno entre as safras anuais de cana e o consumo de açúcar, mediante a aplicação obrigatória de uma quantidade de matéria-prima, a determinar, ao fabrico do álcool;
- b) Fomentar a fabricação do álcool anidro, mediante a instalação de destilarias centrais nos pontos mais aconselháveis, ou auxiliando as cooperativas e sindicatos de usineiros que para tal fim se organizarem, ou os usineiros individualmente, a instalar destilarias ou melhorar suas instalações atuais (BRASIL, 1933, Art 4, [s. p]).

Para Azevedo (1958), a criação do IAA foi o resultado de cobranças feitas pelos produtores do setor canavieiro no intuito de que o estado pudesse auxiliar nas mediações de divergências de interesses entre produtores e fornecedores. Neste âmbito, Lima (1992), afirma que o papel do IAA foi de defender as empresas sucroalcooleiras, seja no controle de preços, na definição de quotas de produção, etc.

De acordo com Szmrecsanyi e Moreira (1991) no período entre 1939-1945, marcado pela Segunda Guerra Mundial, o episódio conhecido como Batalha do Atlântico impactou diretamente o transporte de mercadorias entre as regiões nordeste e sul do Brasil, sobretudo o açúcar, essencialmente transportado por cabotagem entre estas regiões. Segundo os autores, naquele momento a navegação costeira tinha importância muito maior do que nos dias atuais, uma vez que o transporte interno possuía deficiências, não conseguindo atender as demandas de deslocamento de mercadorias.

---

<sup>15</sup> Revogado pelo Decreto nº 99.999 de 11 de janeiro de 1991.

Tal fato gerou grande descompasso entre as áreas de produção e consumo, visto que enquanto a região nordeste do Brasil possuía a maior produção do açúcar, as áreas do centro-sul, principalmente os estados do Rio de Janeiro e São Paulo, detinham o maior mercado consumidor (SZMRECSANYI e MOREIRA, 1991).

Sendo assim, uma das principais consequências deste contexto histórico, conforme afirmam Szmrecsanyi e Moreira (1991), foi a transferência do eixo de produção dos estados do nordeste para os do centro-sul do Brasil. Desde então, o estado de São Paulo vem se destacando na produção tanto do açúcar como do álcool, se consolidando como principal produtor desde a década de 1950 (SHIKIDA, AZEVEDO e VIAN, 2011).

Mesmo com o esforço do governo no fomento da produção do álcool combustível, somente em meados da década de 1970 que iniciativas legais alavancaram significativamente o setor sucroalcooleiro, como a criação do Programa Nacional do Álcool (PRÓALCOOL), instituído pelo Decreto nº 76.593 de 14 de novembro de 1975 (BRASIL, 1975). Os objetivos primordiais deste programa eram expandir o consumo e, conseqüentemente, a produção do álcool em território nacional, além de assegurar o suprimento da indústria química (SZMRECSANYI, 1979).

A conjuntura histórica da origem do PROÁLCOOL é inerente à crise internacional do petróleo que assolou diversos países na década de 1970. Segundo Carvalho *et al.* (2013), um dos principais reflexos deste descompasso econômico foi o aumento demasiado nos preços dos barris de petróleo, o qual praticamente quadruplicou a partir de 1973, no evento denominado como Primeiro Choque do Petróleo.

Neste período, conhecido como a primeira fase do PROÁLCOOL, a ideia inicial era chegar a produção de 3 bilhões de litros de álcool entre 1975 a 1979. Devido a melhor infraestrutura, o estado de São Paulo foi o que mais se beneficiou com o avanço no cultivo da cana-de-açúcar pois, de acordo com Bray, Ferreira e Ruas (2000), cerca de 47% dos projetos de destilarias anexas<sup>16</sup> e 31,5% de destilarias autônomas<sup>17</sup> se concentravam neste estado.

O segundo choque do petróleo ocorreu em 1979, quando o valor do barril teve o aumento de U\$\$ 12 para U\$\$ 18, o que incentivou a ascensão da produção do álcool em pelo menos quatro vezes até 1985, marcando a segunda fase do PROÁLCOOL (BRAY, FERREIRA e

---

<sup>16</sup> “As destilarias anexas eram aquelas implantadas junto com as usinas de açúcar” (RODRIGUES e ROSS, p.115, 2020).

<sup>17</sup> “As destilarias autônomas eram unidades independentes das usinas de açúcar, podendo ser derivadas de antigos alambiques” (RODRIGUES e ROSS, p.115, 2020).

RUAS, 2000). Neste período denota-se uma mudança gradativa no que atine ao principal produto oriundo da cana, ou seja, se até o início da década de 1980 o açúcar se destacava, a partir deste momento, a produção do álcool passa a ter maior relevância (UNICA, 2021).

Neste contexto de aceleração da produção canavieira, o estado de São Paulo, visando “equilibrar a economia regional” criou em 1980 o programa intitulado Bases para um Plano de Desenvolvimento do Oeste do Estado de São Paulo (PRÓOESTE) (SÃO PAULO, 1980). Dentre os objetivos ressalta-se:

Aproveitamento da infraestrutura existente, sem necessidade de investimentos públicos adicionais para a sua consecução; Interiorização do desenvolvimento pelo fortalecimento das economias regionais; e preservar e ampliar a oferta de alimentos, bem como, manter a expressiva participação do setor agropecuário na pauta da exportação (SÃO PAULO, p. 2, 1980).

Inserido nos planos do PRÓOESTE, foi estabelecido o Programa de Expansão Canavieira para a Produção de Combustível do Estado de São Paulo- PRÓCANA, o qual teve como proposta conduzir a expansão da cana-de-açúcar para o interior do estado, evitando que terras destinadas à produção de alimentos fossem ocupadas pela cana-de-açúcar (SÃO PAULO, 1980).

Assim, o oeste do estado foi dividido entre três regiões de acordo com sua maior ou menor possibilidade de expansão da cana-de-açúcar, sendo elas: 1) Área Altamente Prioritária, 2) Área Medianamente Prioritária e 3) Área não Prioritária (BRAY, FERREIRA e RUAS, 2000) (Figura 23).

**Figura 23-** Expansão alcooleira no oeste de São Paulo de acordo com o PRÓOESTE (1980)



Fonte: IAA (1980)

Elaboração: BRAY, FERREIRA E RUAS (2000)

A primeira área abarca as regiões de Presidente Prudente, Araçatuba, Bauru e o oeste da região de São José do Rio Preto- estas, por sua vez, se destacam pela facilidade de aprovação ou de ampliação de novas destilarias-; a segunda corresponde as regiões de Marília e o centro leste de São José do Rio Preto, sendo a aprovação de projetos dependente de um estudo mais detalhado. Já as demais regiões compreendem áreas em que a instalação ou ampliação de destilarias estão sujeitas a uma avaliação rigorosa da Comissão Executiva Nacional do Alcool (CENAL).

Portanto, por meio do PROÁLCOOL e PRÓOESTE, houve um aumento significativo no número de destilarias rumo ao Planalto Ocidental Paulista, resultantes de grandes investimentos aplicados nesta região. Por consequência, entre 1975 e 1983, dos 74 projetos para a implantação de destilarias no estado de São Paulo, 52, ou 70% destes, foram destinados às áreas prioritárias do PRÓCANA (BRAY, FERREIRA e RUA, 2000).

O terceiro período do PROÁLCOOL- pós 1986- foi marcado pela crise no setor, ocasionada por diversos fatores, dentre eles: o descontentamento do consumidor pelo carro movido à álcool combustível e a queda no preço do petróleo (SHIKIDA, 1998; TÁVORA, 2011). A desconfiança acerca do carro à álcool pelo consumidor estava associada aos problemas no funcionamento do veículo em dias mais frios. Em paralelo, a diminuição no preço da gasolina e o aumento no valor do álcool hidratado refletiram na preferência do consumidor pelo carro à gasolina (SHIKIDA, 1998; TÁVORA, 2011).

Como consequência, Shikida (1998) salienta que, se no início da década de 1980 mais de 90% dos carros vendidos no Brasil eram à álcool, já em 1989 esse percentual chega a 12,25% e a apenas 3,6% em 1995.

Segundo Barreto e Thomaz Júnior (2020) após período de 1979- 1986 houve a diminuição de recursos voltados a implantação de novas usinas, entrando este setor em recessão, repercutindo no fechamento de unidades, sobretudo no Estado de São Paulo (BARRETO e THOMAZ JÚNIOR, 2020).

A partir da década de 2000, um novo contexto político-econômico revigora a produção de álcool no Brasil, ou seja, o crescimento da frota de veículos bicomcombustíveis, denominados veículos *flex*. Deste modo, em 2003, passa a ser vendido no Brasil o primeiro automóvel bicomcombustível, chegando a 48 mil veículos *flex* vendidos neste ano; já em 2004 este total chega a 330 mil (TEIXEIRA, 2005).

Como resultado, a produção de álcool anidro<sup>18</sup> se manteve praticamente estável, enquanto a do álcool hidratado<sup>19</sup> teve aumento de 140%, considerando os biênios de 2003-2004 e 2016-2017 (UNICA, 2019). Assim, em 2017 cerca de 90% dos automóveis licenciados apresentavam a tecnologia *flex fuel* (ASSOCIAÇÃO NACIONAL DOS FABRICANTES DE VEÍCULOS AUTOMOTORES- INFAVEO-, 2017).

O aumento da produção alcooleira na fase atual do PROÁLCOOL teve a relevante contribuição do desenvolvimento tecnológico neste setor. Embora a mecanização agrícola no Brasil tenha seu limiar no fim da década de 1950, o alto preço desses equipamentos dificultava sua aquisição pelos produtores (AMATO NETO, 1985). Segundo Rodrigues e Ross (2020), somente nos anos 2000 houve a difusão no uso de colheitadeiras, impulsionado pelo vigoramento de leis ambientais que tornaram proibido a queima da cana- de- açúcar assim como o uso de mão de obra braçal no processo de colheita.

Outro fator que tem incidido sobre a ascensão da produção alcooleira neste momento foi a demanda mundial por alternativas energéticas, especialmente as consideradas energia limpa, como preconizado pelo Protocolo de Kyoto, no final do século XX (CAMARA, CALDARELLI, 2016).

Assim, a questão do uso de etanol como combustível caracterizado como energia limpa tem sustentado o discurso do setor sucroenergético diante das preocupações climáticas mundiais. Todavia, Rodrigues e Ross (2020) ressaltam que o uso do álcool combustível também gera emissões de poluentes- mesmo que em menores proporções quando comparado aos combustíveis derivados do petróleo.

Thomaz Júnior (2008, p. 22), ressalta que a motivação para a aposta de um modelo de energia renovável estava fundamentada “na sustentabilidade ambiental/social da produção/fornecimento de energia, em bases sociais e organizativas, que pudessem responder ao bem-estar de produtores e consumidores”. Entretanto, o autor destaca que diante da:

[...] tomada de assalto do grande capital das ideias originais dos grupos e setores sociais que reivindicavam autonomia e esquema político e econômico sustentável para a produção de energia, o que se tem é a hegemonização desse tema, pelos interesses dos grandes conglomerados empresariais oligopolistas que subverteram o ideário inicial, a partir do momento que fizeram valer seus interesses econômicos de controlar a produção/distribuição/circulação de energia e, conseqüentemente, usufruir de mais uma possibilidade para a maximização dos seus lucros (THOMAZ JÚNIOR, p. 22).

---

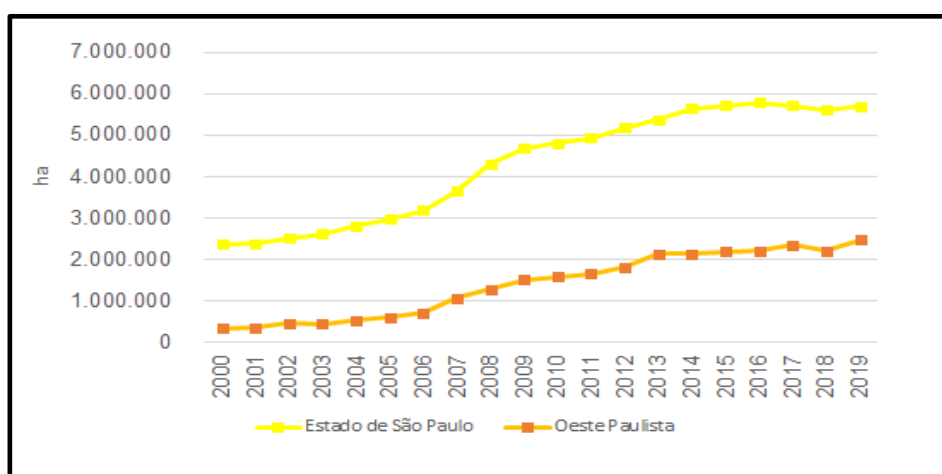
<sup>18</sup> De acordo com o Novacana (2021), o etanol hidratado possui em sua composição de 95,1% a 96% de álcool, sendo o restante constituído por água.

<sup>19</sup> O etanol anidro apresenta 99,6% de álcool e é misturado à gasolina a fim de baratear o combustível. No Brasil, a adição de etanol anidro à gasolina é de aproximadamente 20% (NOVACANA, 2021).

O principal reflexo desta nova demanda pelo etanol combustível foi o crescimento exponencial da área destinada ao cultivo de cana-de-açúcar. No estado de São Paulo, cerca de 2,5 milhões de hectares de área foram utilizados para a produção canavieira em 2000. Em 2019, esse valor evoluiu para 5,7 milhões de hectares (MAPBIOMAS, 2020).

Na mesma tendência, o oeste do estado<sup>20</sup> vem apresentando crescimento vertiginoso. A exemplo disso, em 2000 a área plantada de cana-de-açúcar apresentava cerca de 350 mil ha (correspondendo a 14,4% da cana-de-açúcar plantada no estado). Em 2019, esse valor sofreu aumento significativo, ou seja, cerca de 2,5 milhões de ha, representando 43,3% das áreas destinadas à cana no estado de São Paulo (MAPBIOMAS, 2020) (Gráfico 08).

**Gráfico 08-** Área com cana-de-açúcar no estado de São Paulo e Oeste Paulista (2000- 2019)



Fonte: MAPBIOMAS (2020)  
Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

Inseridas no contexto de expansão canavieira do Oeste Paulista, as bacias hidrográficas estudadas neste trabalho vêm sofrendo com o avanço desta cultura nas últimas décadas, conforme será abordado no item a seguir.

### 5.1.1 Evolução da área de cana-de-açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapé e Peixe

A expansão de áreas destinadas à produção canavieira nas bacias hidrográficas objeto de estudo está intrínseca à implantação de usinas sucroalcooleiras na região. Ao analisar a

<sup>20</sup> Considerou-se como Oeste Paulista as Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHIs) situadas no extremo oeste do estado, sendo elas: Aguapé, Peixe, Pontal do Paranapanema, Turvo e Grande, Baixo Tietê e São José dos Dourados.

distribuição das usinas buscou- se relacionar o período de sua instalação com o contexto histórico- econômico que as impulsionaram.

Portanto, considerou- se cinco momentos importantes; o primeiro (antes de 1975), precede a criação do PROÁLCOOL e se refere ao período em que a expansão de usinas sucroalcooleiras nas BH ocorreram sem o investimento incisivo do governo. Os demais momentos estão inerentes às quatro fases do PROÁLCOOL, desde a sua implantação em 1975 até os dias atuais.

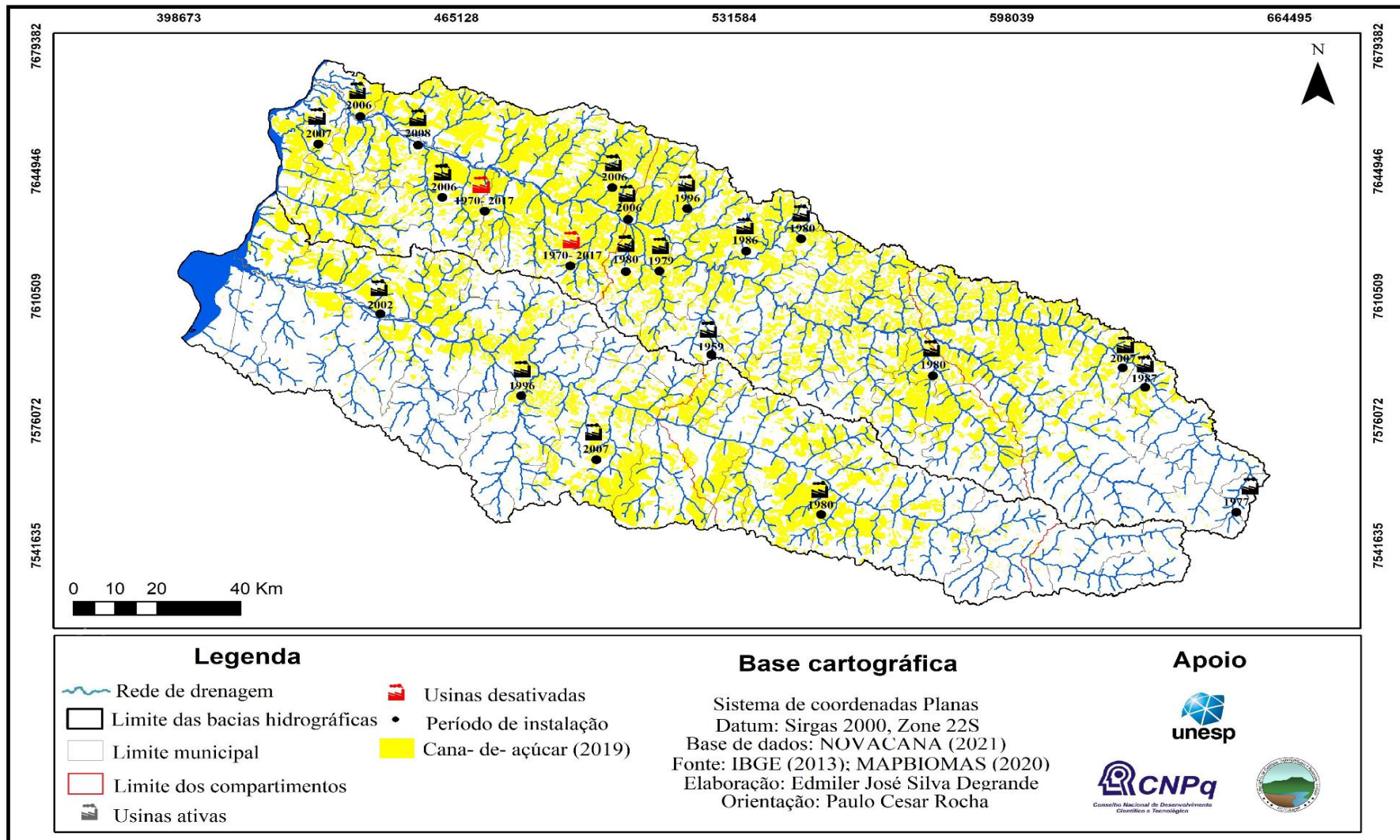
Ao mapear a implantação das usinas (Figura 24) verificou- se que anteriormente ao ano de 1975 havia apenas três na área de estudo. Duas delas instaladas no território da bacia hidrográfica do rio do Peixe e apenas uma localizada na BH do rio Aguapeí. Cabe ressaltar que entre as destilarias criadas antes de 1975, duas tem sofrido grave crise financeira nos últimos anos, desencadeando no decreto de falência pela justiça em 2017, sendo elas a Usina da Alta Paulista (USALP)- situada no município de Junqueirópolis- e a Floralco, pertencente ao município de Flórida Paulista (NOVACANA, 2021; PORTAL PRUDENTINO, 2018).

Após a implantação do PRÓALCOOL em 1975 verificou- se o gradativo aumento na instalação de indústrias sucroalcooleiras. Em sua primeira fase (1975-1979), foram instaladas na área de estudo duas usinas, ambas na bacia hidrográfica do rio Aguapeí. Já na segunda fase do PRÓALCOOL (1980-1985) foi instituído o PRÓOESTE, contribuindo para o fomento da frente canavieira ao extremo oeste do estado de São Paulo. Neste período, quatro novas usinas foram construídas, três na BH do rio Aguapeí e uma na do Peixe.

Todavia, a criação do PRÓOESTE veio seguida de uma grande crise durante a terceira fase do PRÓALCOOL (1986-2000), a qual levou o governo a minimizar os subsídios destinados à produção de etanol (UNICA, 2021), como já discutido no item 5.1. Nesta fase, quatro novas destilarias foram instaladas, sendo três na BH do rio Aguapeí e uma na do Peixe. Embora seja o mesmo número que na segunda fase do PRÓALCOOL, cabe ressaltar que esta última durou apenas 5 anos, enquanto a terceira fase perdurou por 14 anos.

Nas bacias hidrográficas em questão, a intensificação da expansão canavieira ocorreu especialmente a partir dos anos 2000, já no período caracterizado como quarta fase do PRÓALCOOL. O surgimento dos veículos bicompostíveis, assim como o conseqüente aumento na frota de automóveis com esta tecnologia, deu um novo impulso à expansão de destilarias sucroalcooleiras.

**Figura 24-** Implantação das usinas sucroalcooleiras nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



**Fontes:** NOVACANA (2021) e MAPBIOMAS (2020)

**Elaboração:** DEGRANDE, E.J.S

Deste modo, entre 2001 e 2008 houve o acréscimo de nove indústrias de açúcar e álcool nas bacias hidrográficas, majoritariamente instaladas em municípios correspondentes a BH do rio Aguapeí- 7- tendo, portanto, a área da BH do rio do Peixe recepcionado dois novos empreendimentos.

No total foram 22 usinas instaladas nas BH entre meados da década de 1950 a 2008, dentre estas, 16 foram destinadas à área da bacia hidrográfica do rio Aguapeí (73%) e 6 à do rio do Peixe (27%). Na Figura 25 observa-se uma usina sucroalcooleira localizada na BH do rio Aguapeí em seu médio curso, a qual se encontra instalada nesta área desde a década de 1970.

**Figura 25-** Usina sucroalcooleira instalada no médio curso da bacia hidrográfica do rio Aguapeí



**Foto:** Arquivo pessoal do autor

Outro aspecto identificado é a proximidade de grande parte das usinas sucroalcooleiras aos cursos hídricos. Neste sentido, Thomas Júnior (2018, p. 1) utiliza o conceito de agrohidronegócio ao entender que “o capital, quando busca terras planas, férteis, com logística favorável, também requer disponibilidade hídrica”.

Desde o início da inserção das usinas canaveiras na região, a área de estudo tem visto a gradativa substituição de pastagens para a recepção da cana- de- açúcar. Essas mudanças no uso da terra, conforme já discutido, têm promovido significativas alterações na paisagem.

Anteriormente a década de 2000, mesmo com diversas usinas já instaladas nas bacias hidrográficas em questão, a área destinada ao cultivo da cana- de- açúcar era consideravelmente menor. O principal fator que pode ter incidido sobre esta realidade é o processo de mecanização ainda incipiente neste período, predominando, por exemplo, a mão- de- obra braçal.

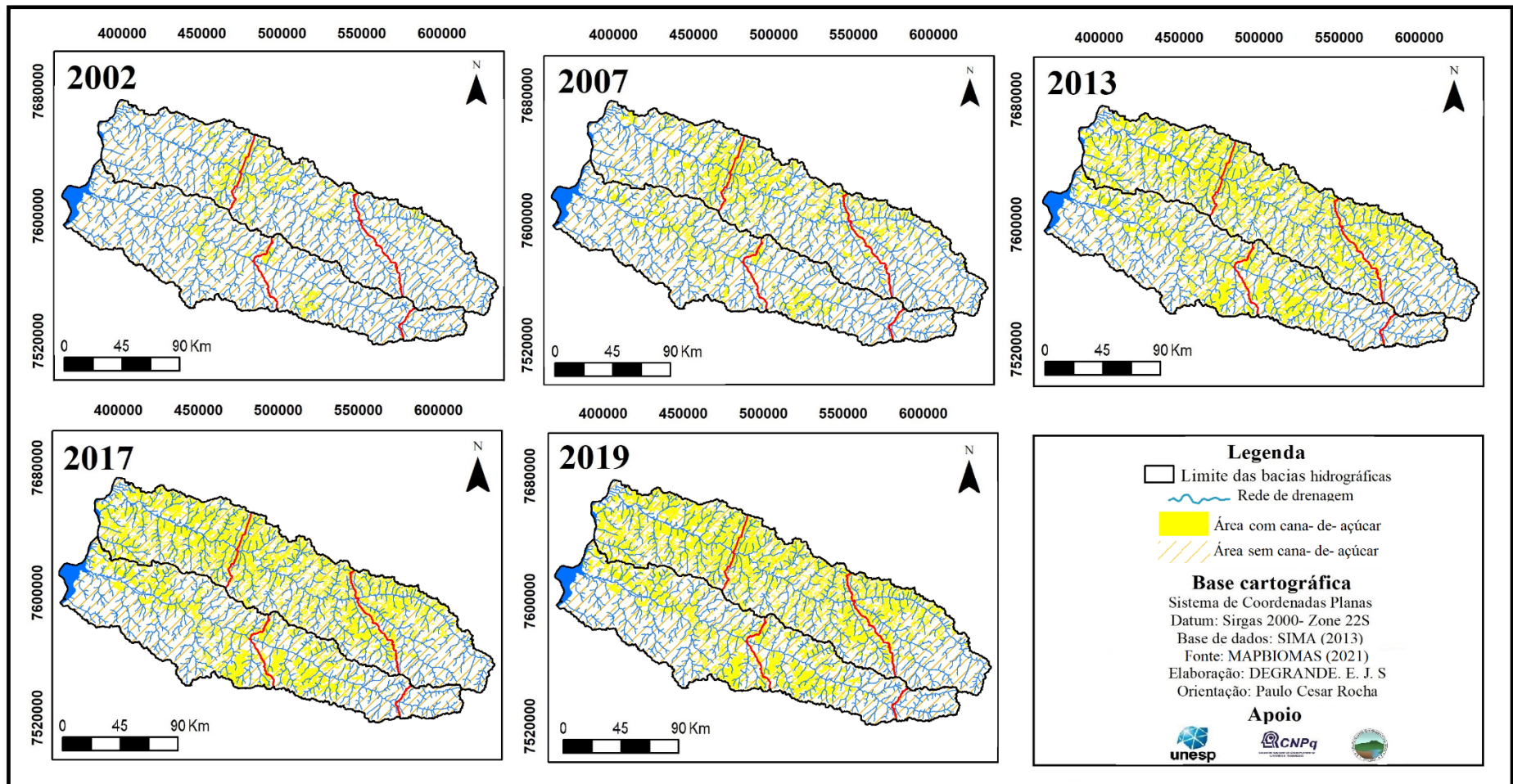
Portanto, a tecnificação da agricultura canavieira, bem como a introdução de novas espécies de cana- de- açúcar mais resistentes, permitiu o uso de solos até então inviáveis ao cultivo da cana- de- açúcar, igualmente, a intensificação do uso de fertilizantes resultou em melhor rendimento agrícola, reduzindo a necessidade do pousio da terra e diminuição das áreas “desocupadas” (RODRIGUES e ROSS, 2020).

Diante do exposto, buscou- se analisar a expansão canavieira nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe a partir da década de 2000. Assim, tendo como escala temporal os anos de 2002, 2007, 2013, 2017 e 2019, notou- se a rapidez com que a cana- de- açúcar tem dominado a paisagem da área de estudo, como pode ser observado na Figura 26 e no Gráfico 09.

Em 2002, as manchas de expansão açucareira se concentravam basicamente entre o médio-baixo curso das BH. Neste período, a área destinada ao cultivo de cana- de- açúcar era de 85.959 ha e 36.550 ha nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe, respectivamente.

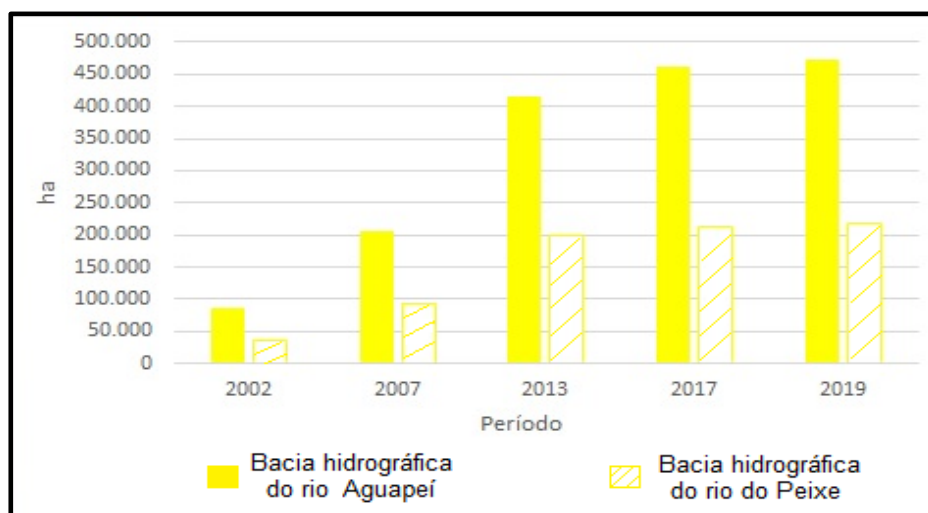
Após cinco anos, em 2007, esse valor mais que dobrou sendo na BH do rio Aguapeí cultivados 207.085 ha e 92.870 ha na do Peixe. Assim como em 2002, o médio-baixo curso das BH continuaram concentrando a produção sucroalcooleira, porém, houve o adensamento das áreas destinadas a esta cultura nesta região.

**Figura 26-** Expansão da cana- de- açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fonte: MAPBIOMAS (2020)  
 Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

**Gráfico 09-** Evolução da área com cana- de- açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe (2002-2019)



Fonte: MAPBIOMAS (2020)  
Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

Entre 2007 e o próximo ano analisado- 2013- mais uma vez as áreas de cultivo de cana- de- açúcar apresentaram crescimento superior a 100%, portanto, foram quantificados 416.289 ha na BH do rio Aguapeí e 197.729 ha na do Peixe. Esta nova expansão da referida cultura ocorreu em todas as regiões das bacias hidrográficas (do alto ao baixo curso).

Estes primeiros onze anos de análise (2002-2013) tem representado o período mais vertiginoso do setor sucroalcooleiro na área de estudo. A expansão de áreas cultivadas continua a crescer, porém em um ritmo mais lento, deste modo, em 2017 a BH do rio Aguapeí concentrava 460.791 ha de sua área dominada pela monocultura canavieira enquanto na do Peixe este valor era de 211.408 ha. Já em 2019 estes valores foram respectivamente de 473.574 ha e 218.370 ha.

Notadamente, a bacia hidrográfica do rio Aguapeí tem apresentado, em todos os anos inquiridos, maior área destinada ao plantio de cana- de- açúcar do que a BH do rio do Peixe, equivalente a 46% a mais do que esta última.

Quando comparamos as áreas com cana- de- açúcar entre os compartimentos do alto, médio e baixo curso das bacias hidrográficas, verifica- se que na do rio Aguapeí, o médio curso se destacou por apresentar maior área com esta monocultura entre os anos de 2002 e 2007 (48.708 ha e 100.264 ha respectivamente), entretanto, este cenário mudou nos anos seguintes quando a concentração de área com cana- de açúcar ocorreu no baixo curso, chegando a 200.498 ha em 2019. Do mesmo modo, a presença majoritária da cultura canavieira no baixo curso tem

ocorrido na BH do rio do Peixe (em todos os anos analisados), com 19.707 ha em 2002 e 130.682 ha em 2019 (Tabela 05).

**Tabela 05-** Área com cana- de- açúcar nos compartimentos das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

<b>Aguapeí</b>	<b>2002</b>	<b>2007</b>	<b>2013</b>	<b>2017</b>	<b>2019</b>
<b>Alto</b>	8506 ha	34.423 ha	76.777 ha	81.708 ha	84.171 ha
<b>Médio</b>	48.708 ha	100.264 ha	165.118 ha	184.396 ha	188.905 ha
<b>Baixo</b>	28.745 ha	72.398 ha	174.394 ha	194.687 ha	200.498 ha
<b>Total</b>	<b>85.959 ha</b>	<b>207.085 ha</b>	<b>416.289 ha</b>	<b>460.791 ha</b>	<b>473.574 ha</b>
<b>Peixe</b>	<b>2002</b>	<b>2007</b>	<b>2013</b>	<b>2017</b>	<b>2019</b>
<b>Alto</b>	314 ha	190 ha	356 ha	463 ha	757 ha
<b>Médio</b>	16.529 ha	32.172 ha	76.162 ha	84.105 ha	86.931 ha
<b>Baixo</b>	19.707 ha	60.508 ha	121.211 ha	126.840 ha	130.682 ha
<b>Total</b>	<b>36.550 ha</b>	<b>92.870 ha</b>	<b>197.729 ha</b>	<b>211.408 ha</b>	<b>218.370 ha</b>

Fonte: MAPBIOMAS (2020)  
Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

Cabe ressaltar que embora o baixo curso das bacias hidrográficas concentrem a produção canavieira, o médio curso também contribui significativamente, apresentando valores muitas vezes próximos aos do baixo curso, como pode ser observado sobretudo na bacia do rio Aguapeí.

A notória mecanização do setor sucroalcooleiro contribuiu para compreendermos sua dinâmica territorial pois um dos critérios para a escolha de áreas mecanizáveis é a baixa declividade, visto que regiões com gradientes elevados dificultam o tráfego dos veículos utilizados no processo de plantio e colheita (RODRIGUES e ROSS, 2020). No baixo curso das BH predominam declives de até 12%, além de cotas altimétricas que variam entre 242 m a 477 m, sendo áreas atrativas para o avanço canavieiro.

Dada a relevância que o baixo curso apresenta para a expansão da cana- de- açúcar, foi selecionada uma área do baixo Aguapeí, no intuito de demonstrar como o avanço desta monocultura tem dominado da paisagem (Figura 27).

Deste modo, em campo, verificamos o avanço dos canaviais nesta área, muitas vezes causando grande contraste entre coberturas florestais e a cana- de- açúcar (Figura 27 B). Vale ressaltar que a expansão canavieira nesta porção da bacia hidrográfica do rio Aguapeí se deu em uma faixa territorial circunvizinha a áreas legalmente protegidas, como o Parque Estadual do Aguapeí (PEA).

**Figura 27-** Cana- de- açúcar no baixo curso do rio Aguapeí

**Elaboração:** DEGRANDE, E.J. S

De acordo com o Plano de Manejo do Aguapeí- PMA (2010), as atividades econômicas no entorno do PEA são consideradas vetores de pressão, ou seja, podem oferecer riscos ambientais aos recursos naturais. Esta área foi definida pelo referido documento como Zona de Amortecimento- ZA, que, com base nas normas do CONAMA nº 13 de 6 de dezembro de 1990, compreende uma extensão de 10 km a partir do limite da Unidade de Conservação (BRASIL, 1990).

Para atenuar as formas de impactos adversos na ZA, o PMA (2010) estabelece algumas normas ambientais a serem cumpridas pelos empreendimentos que se desenvolverem nesta área. No que concerne a atividade canavieira, o referido documento determina, entre outras normatizações, a conservação da água e dos solos; a proibição do corte de vegetação nativa e a recuperação de áreas degradadas e das APPs.

Outro item estabelecido é a recomendação aos órgãos ambientais em não permitir a autorização do uso do fogo e agrotóxicos em um raio de 1 km da Unidade de Conservação- UC, proposto pelo Ministério Público Estadual em aviso estabelecido pelo Procurador Geral da Justiça- PGJ 870 de 14 de dezembro de 2002:

[...] que os órgãos ambientais se abstenham de autorizar o emprego de fogo e agrotóxicos em práticas agrícolas, pastoris e florestais no raio de 1000 (mil) metros contados a partir dos limites do Parque, como medida mínima necessária para

diminuir os impactos negativos resultantes das práticas rurais (SÃO PAULO, 2002, p.50).

Embora a legislação assegure a proteção dos recursos naturais, o que se tem visto em campo é a expansão da cana-de-açúcar de modo indiscriminado, muitas vezes a poucos metros das reservas ambientais, como no caso apresentado na Figura 27 C.

Ao analisar a presença da cana-de-açúcar nas Zonas de Amortecimento dos Parques Estaduais Aguapeí e Peixe entre 2002 e 2019, observa-se seu crescimento expressivo (Tabela 06).

A área total da Zona de Amortecimento do Parque Estadual do Aguapeí -ZAA- é de 75.925 ha. Em 2002, 578,8 ha de seu território estava dominado pela cana-de-açúcar, porém em 2019 esta área foi de 31.319 ha, havendo aumento de 40,3%.

**Tabela 06-** Área com cana-de-açúcar nas Zonas de Amortecimento dos Parques Estaduais Aguapeí e Peixe

Área com cana-de-açúcar	2002	2007	2013	2017	2019
ZAA	578,4 ha	7.755 ha	27.315 ha	30.371 ha	31.319 ha
ZAP	15,7 ha	5.333 ha	13.477 ha	14.184 ha	15.083 ha

Fonte: CBH-AP (2020)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Quanto à Zona de Amortecimento do Parque Estadual do Peixe- ZAP, sua área é de 55.832 ha e no período de 2002 a cana-de-açúcar ocupava 15,7 ha de sua área, contudo, em 2019 esse valor passou a ser de 15.083 ha, representando avanço de 27% desta cultura sobre o território.

A ascendente expansão da monocultura canavieira nas BH, somado ao desrespeito à legislação ambiental, tende a refletir diretamente em seus índices de apropriação de suas subbacias hidrográficas e de pressão direta de seus canais de drenagem, como será demonstrado no próximo item.

### 5.1.2 Apropriação das subbacias hidrográficas e pressão direta de seus canais de drenagem pela cana-de-açúcar

Os processos de apropriação do relevo pela sociedade são determinados, sobretudo, por uma lógica de produção capitalista do espaço geográfico, “implicando uso espontâneo e conseqüentemente uma relação de predação” (CASSETI, 1991, p.86).

Segundo o autor supracitado, a predação está intrínseca à autopreservação do sistema capitalista de produção, onde a obtenção do lucro permite a continuidade de sua existência, as quais se intensificam no espaço e no tempo.

Tal fato tem sido verificado na área de estudo pelo fomento à monocultura canavieira, alterando negativamente as relações sociedade-natureza desencadeadas pelo processo de apropriação. Assim, a aplicação do IABH e do IPCD propostos por Rocha (2017), tem nos auxiliado a analisar a dinâmica territorial desta cultura ao longo do tempo.

A relação entre a área de cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe e a área das subbacias hidrográficas, dada pelo IABH, resultou em valores entre 0 a 1, os quais foram divididos em 5 classes (Figura 28 e Gráfico 10). Em 2002, a classe 1 representou 73% do território das subbacias hidrográficas do rio Aguapeí e 90% nas do rio do Peixe. Já a classe 5, correspondeu apenas 1,5 % de ambas as subbacias hidrográficas, expondo a baixa representatividade da cana-de-açúcar neste período.

No ano de 2007, notou-se a diminuição da área relativa à classe 1 em ambas as SBH. Outrossim, neste ano a referida classe compreendeu 51,4% do território das subbacias hidrográficas do rio Aguapeí e 67% nas do rio do Peixe. Ao mesmo tempo, todas as demais classes obtiveram aumento, com destaque para a classe 2 que correspondeu a 16,4% (Aguapeí) e 18% (Peixe).

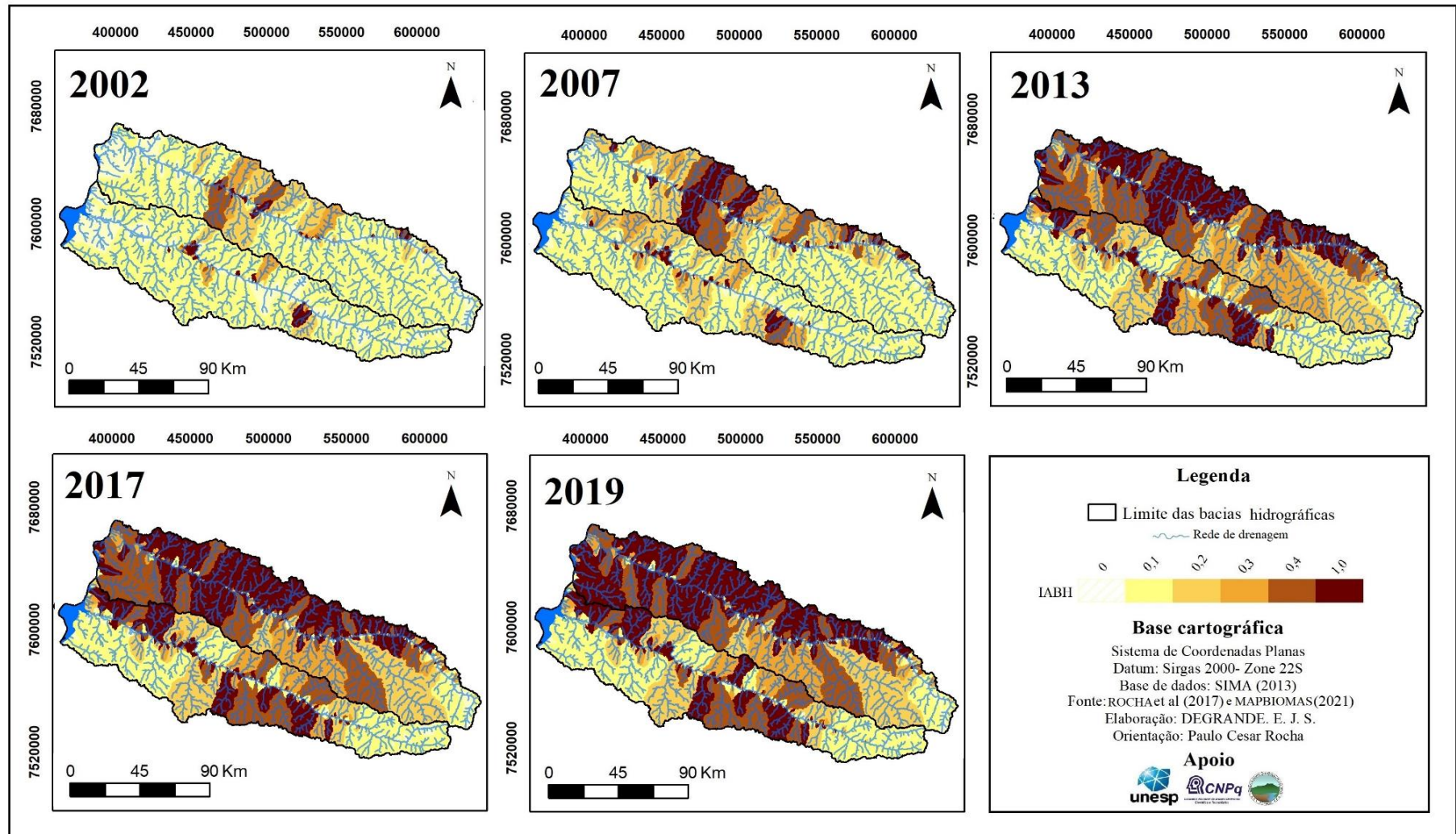
No próximo ano analisado- 2013- as mudanças nos índices de apropriação foram significativas. A classe 1 que até então se destacava por apresentar os maiores percentuais, teve grande decréscimo nas subbacias hidrográficas do rio Aguapeí, representando apenas 6% de suas áreas, por outro lado, sua classe 5 foi a que apresentou os maiores valores, com 32,5%. No caso da SBH do rio do Peixe, sua classe 1 representou 41% do território, denotando diminuição em seu percentual, embora ainda seja a classe que mais tem se destacado.

Já em 2017, entre as subbacias hidrográficas do rio Aguapeí, observou-se a consolidação da classe 5 como a mais representativa, uma vez que seu valor chegou a 38,4%. Outro fator verificado nesta BH foi o aumento na classe 4, evoluindo de 24% (2013) para 29% em 2017. Quanto as subbacias hidrográficas do rio do Peixe, sua classe 1 continuou a decrescer, com 39%, enquanto sua classe 5 obteve ascensão, correspondendo a 18% de sua área.

Entre o período anterior e 2019, houve poucas variações nos percentuais de apropriação. A classe 5 se manteve como a mais expressiva nas SBH do rio Aguapeí, equivalente a 44,6% de seu território. No que atine as subbacia hidrográficas do rio do Peixe, a

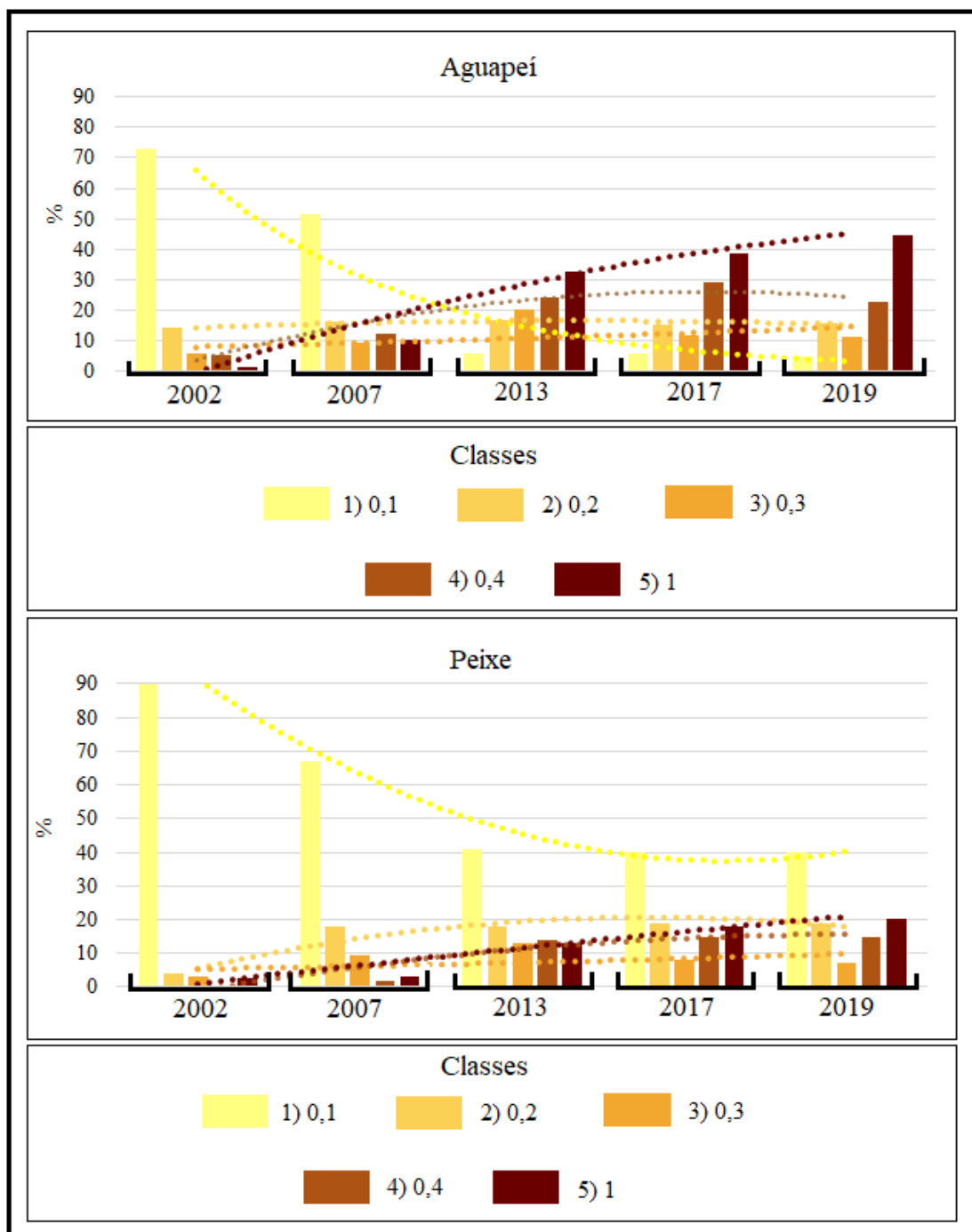
classe 1 se manteve em destaque, com valores de 40%, mesmo com sua tendência de decréscimo.

**Figura 28-** Índice de apropriação das subbacias hidrográficas dos rios Aguapé e Peixe pela cana-de-açúcar



Fonte: ROCHA (2017)  
Elaboração: DEGRANDE, E.J. S

**Gráfico 10-** Índice de Apropriação das subbacias hidrográficas pela cana- de- açúcar

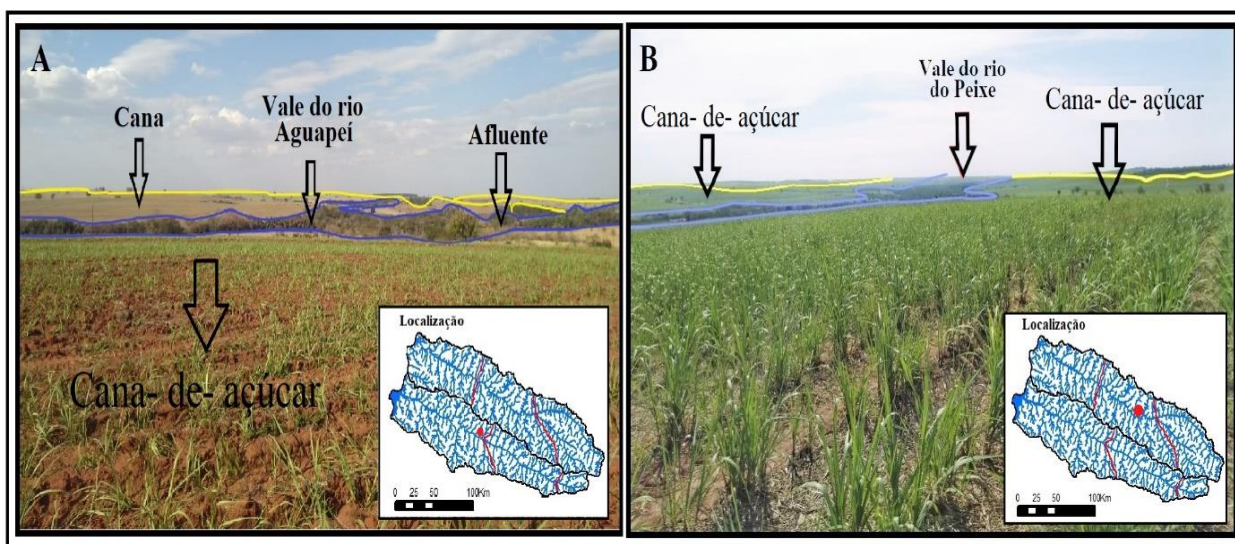


Fonte: ROCHA (2017)  
Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Sendo assim, ressalta-se que entre as subbacias hidrográficas em questão, houve forte tendência de diminuição de áreas associadas a classe 1, em contrapartida, o crescimento das demais classes, sobretudo a 5, evidencia o quanto a área de estudo vem sofrendo com a intensa ocupação da cana-de-açúcar.

Na Figura 29, podemos observar áreas situadas no médio curso do rio Aguapeí (A) e baixo Peixe (B) em 2021, as quais demonstraram em 2019 avançado estágio de apropriação. Nestes pontos de análise em campo, a cana-de-açúcar chega a ocupar até áreas mais vulneráveis como os fundos de vales.

**Figura 29-** Áreas em avançado estágio de apropriação pela cana-de-açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí (A) e Peixe (B)



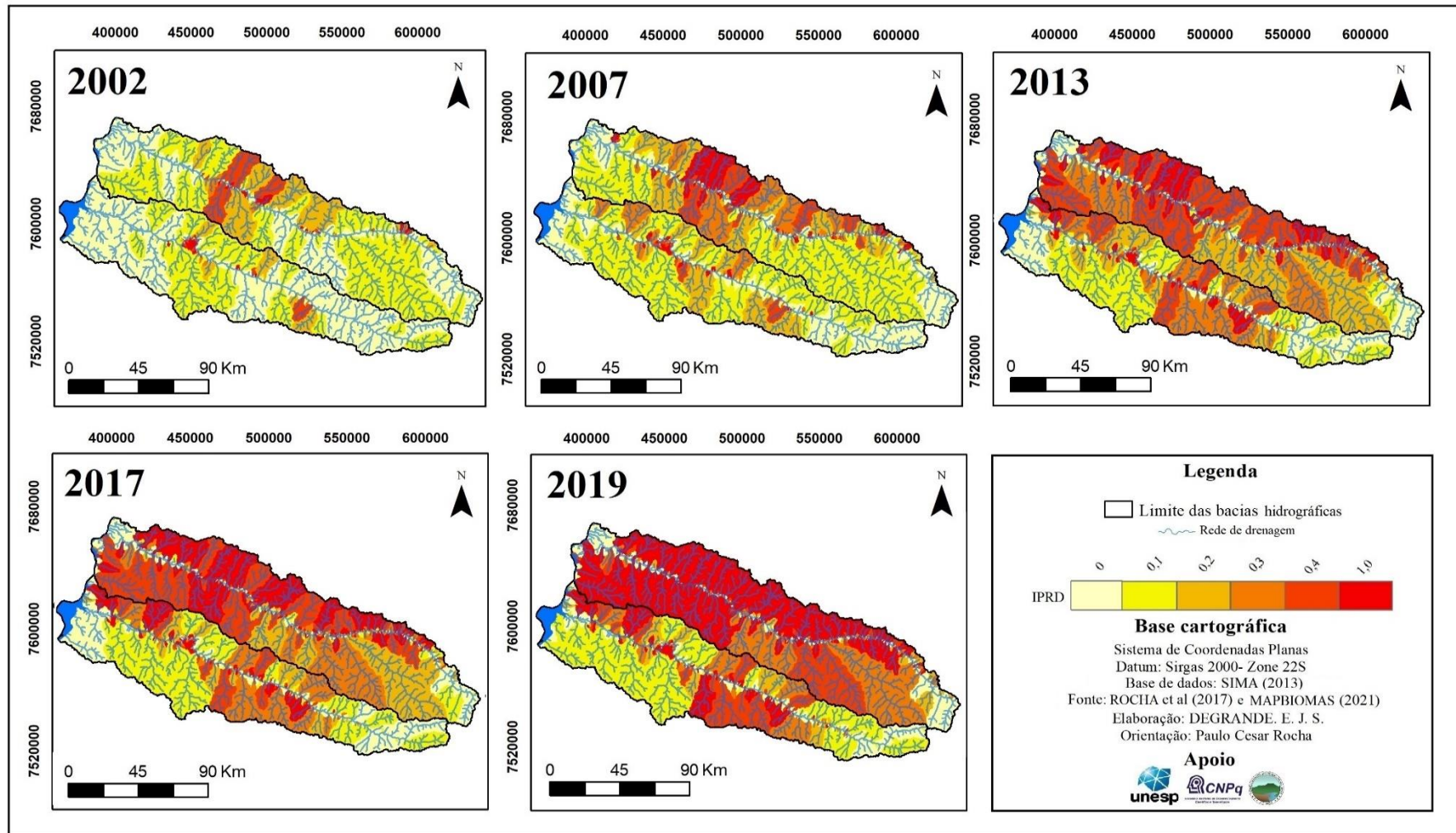
**Foto:** Arquivo pessoal do autor

Uma das consequências da apropriação das subbacias hidrográficas é a pressão que tal ocupação pode ocasionar em seus canais de drenagem, aumentando a suscetibilidade aos efeitos degenerativos nos cursos hídricos.

No caso das SBH em questão, a pressão direta aos canais de drenagem pela cana-de-açúcar também foi quantificada, partindo da proposta de Rocha (2017) que sugere como área de pressão, toda a cana-de-açúcar que estiver em uma área de influência de até 100 m a partir da margem do curso hídrico. Assim como o IABH, o IPCD é expresso em valores de 0 a 1, representados em 5 classes.

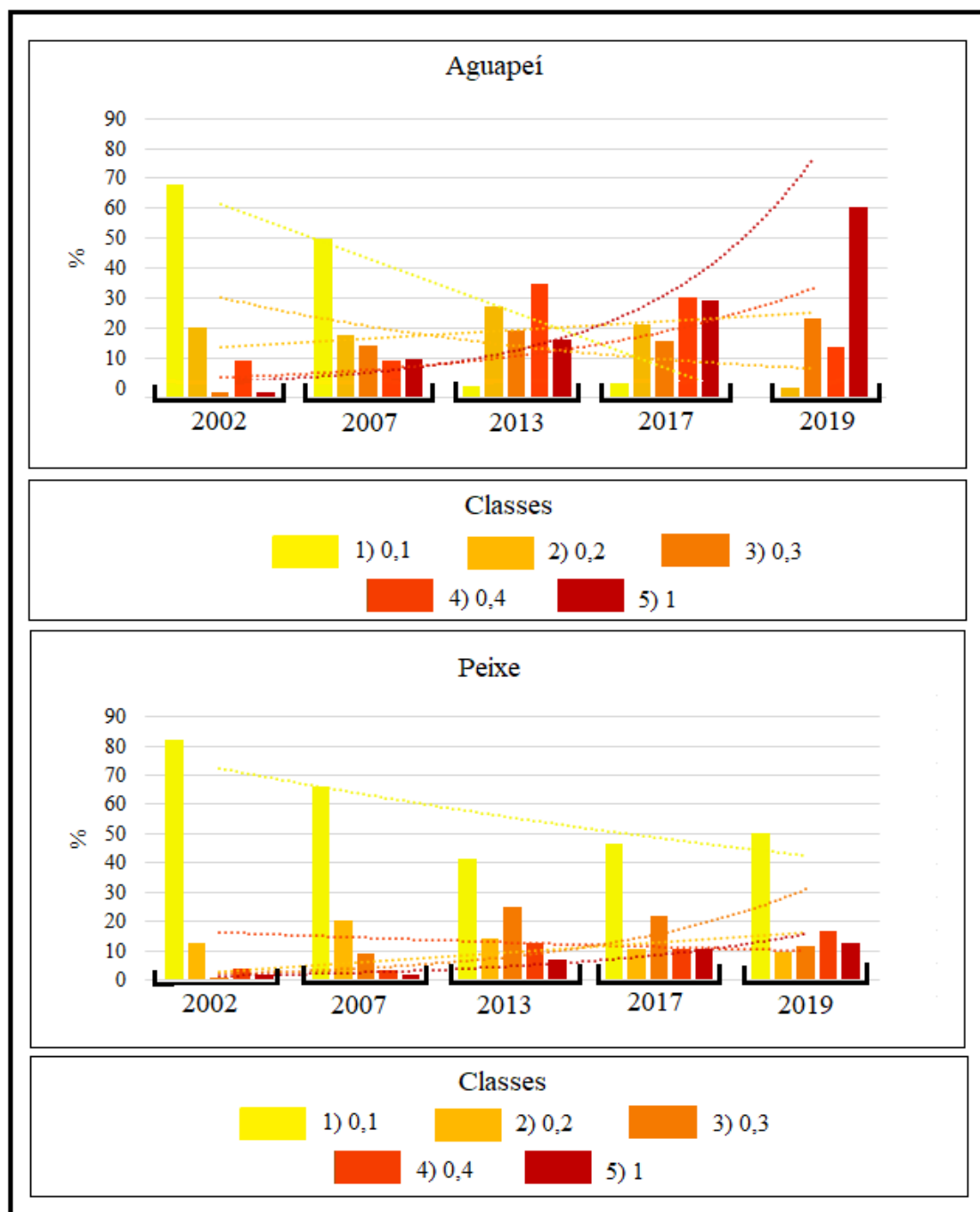
Por conseguinte, o IPDCD nas subbacias hidrográficas foi avaliado e evidenciou alterações relevantes no período de 2002-2019 (Figura 30 e Gráfico 11). Entre 2002 e 2007, por exemplo, a classe 1 correspondeu a 68% e 50%, respectivamente, da área das subbacias hidrográficas do rio Aguapeí. Até este momento a referida classe se destacou nesta bacia hidrográfica, todavia, a partir de 2013 ela perdeu significativamente sua representatividade, quando seu valor foi apenas de 3%, obtendo sutil evolução em 2017- com 4%-, porém, não apresentando valor percentual em 2019.

**Figura 30-** Índice de Pressão Direta dos canais de drenagem pela cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fonte: ROCHA (2017)  
Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

**Gráfico 11-** Índice de Pressão Direta dos canais de drenagem pela cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fonte: ROCHA (2017)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Quanto às subbacias hidrográficas do rio do Peixe, seu IPDCD manteve a classe 1 como o mais expressivo em toda a série temporal. Destarte, se em 2002 essa classe correspondia a 82% do território das SBH, em 2007 esse valor diminuiu para 66%, chegando a 42% em 2013.

Nos anos subsequentes a representatividade desta classe evoluiu, demonstrando valor de 46% em 2017 e a 50% em 2019.

Em ambas as BH, à medida que houve o decréscimo da classe 1, as demais passaram a elevar seus percentuais. A classe que mais evoluiu nas subbacias hidrográficas do rio Aguapeí ao longo do tempo foi a 5, com aumento de 1% (2002) para 61% (2019) seguido das classes 3, que apresentou área de apenas 1% em 2002 evoluindo para 23% em 2019, e a classe 4 com 9% (2002) e 13% (2019). No caso das subbacias hidrográficas do rio do Peixe, a classe 4 foi a que obteve maior evolução, com 4% (2002) e 17% (2019), sucedida pela classe 5, a qual apresentou valor de 2% em 2002 e 13% no ano de 2019.

O aumento nos índices de pressão direta que a cana-de-açúcar vem exercendo sobre a rede de drenagem foi analisado a partir de imagens de satélite e trabalhos de campo, assim, selecionamos a subbacia hidrográfica do ribeirão São Bento<sup>21</sup>, localizada no baixo curso da BH do rio do Peixe, no intuito de exemplificar a influência da monocultura canavieira sobre seus cursos hídricos (Figura 31).

Nesta SBH não havia cana-de-açúcar no ano de 2002, conseqüentemente, nenhum de seus cursos hídricos foram pressionados por esta cultura, porém, com a expansão açucareira, no ano de 2019 verificou-se que de toda a rede de drenagem desta área- que totaliza 116 km de extensão-, 43 km estavam sob a influência da cana-de-açúcar. Este resultado repercutiu em IPCD com valor equivalente a 0,4 no território em questão, que corresponde a classe 4.

A pressão direta da cana-de-açúcar sobre os cursos hídricos também foi analisada por meio de seções transversais, para tanto, foram delineados três perfis em um dos afluentes do ribeirão São Bento, compreendendo seu alto (A-B), médio (C-D) e baixo curso (E-F).

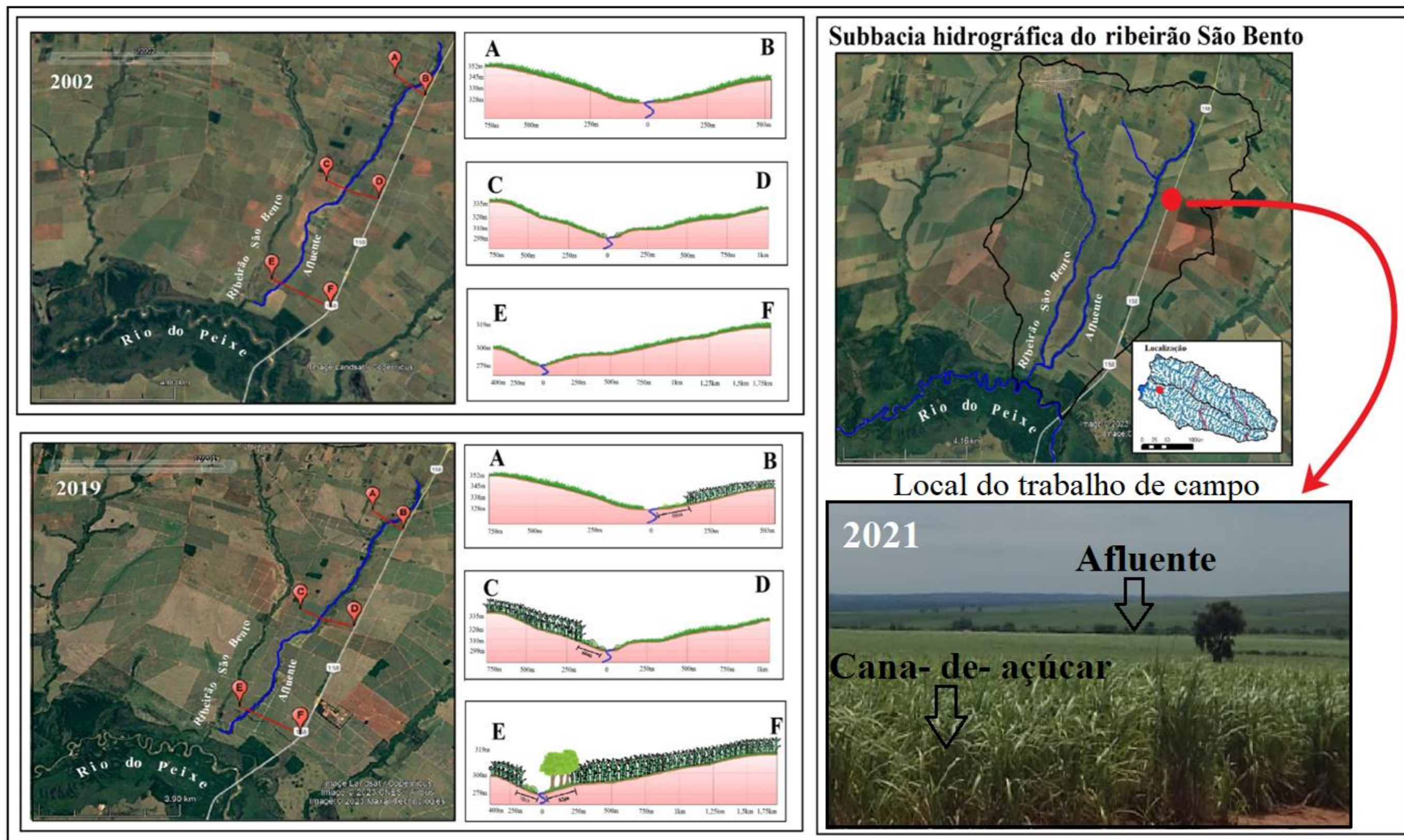
Na escala temporal, se em 2002 os perfis transversais não demonstraram a presença da monocultura canavieira, porém o predomínio da pastagem, no ano de 2019 verificou-se na seção A-B área com cana-de-açúcar a 86 m do curso hídrico, em sua margem esquerda; já na seção C-D esta distância foi de 60 m. Por fim, no baixo curso do afluente analisado, seu perfil transversal E-F apresentou influência canavieira em ambas as margens, estando a 70 m do curso hídrico na margem direita e a 82 m na esquerda.

Além da proximidade da cana-de-açúcar com os cursos d'água, o que se tem notado é a falta de manutenção das Áreas de Preservação Permanente- APPs. Desde 2002, a vegetação que margeia o afluente selecionado é preponderantemente gramínea e arbustos, evidenciando

---

<sup>21</sup> A escolha desta subbacia hidrográfica se deu devido tanto ao aumento expressivo de seu IPCD ao longo dos anos quanto de sua proximidade com a rodovia Euclides de Figueiredo, facilitando a análise desta paisagem em trabalhos de campo.

**Figura 31-** Análise da pressão direta ao canal de drenagem pela cana-de-açúcar em um afluente do ribeirão São Bento por meio de perfis transversais



Fonte: GOOGLE EARTH (2021)  
Elaboração: DEGRANDE, E. J.S

que as práticas de supressão indiscriminada da vegetação florestal já ocorriam desde o momento em que a outras formas de uso predominavam.

Segundo o artigo 3º e parágrafo II da Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012, a APP possui, dentre outras funcionalidades, o papel de proteger os solos, os recursos hídricos e preservar a fauna e a flora, além de garantir o bem-estar humano. A mesma lei determina em seu artigo 7º e inciso 1º a obrigatoriedade do proprietário em promover a reconstituição da vegetação florestal (BRASIL, 2012), o que não foi observado no caso do afluente em questão, visto que em 2019 apenas na seção E-F do afluente analisado foi identificado a presença de APP.

Dentre as inúmeras consequências adversas que a evolução da ocupação, muitas vezes, irregular, de bacias hidrográficas pela cana- de- açúcar, podemos destacar o emprego de agrotóxicos por esta cultura, tornando todo o entorno suscetível à contaminação. O uso destas substâncias nocivas também foi avaliado na área de estudo, como será observado no item a seguir.

### **5.1.3 O uso de agrotóxicos pela cana- de- açúcar nas subbacias hidrográficas**

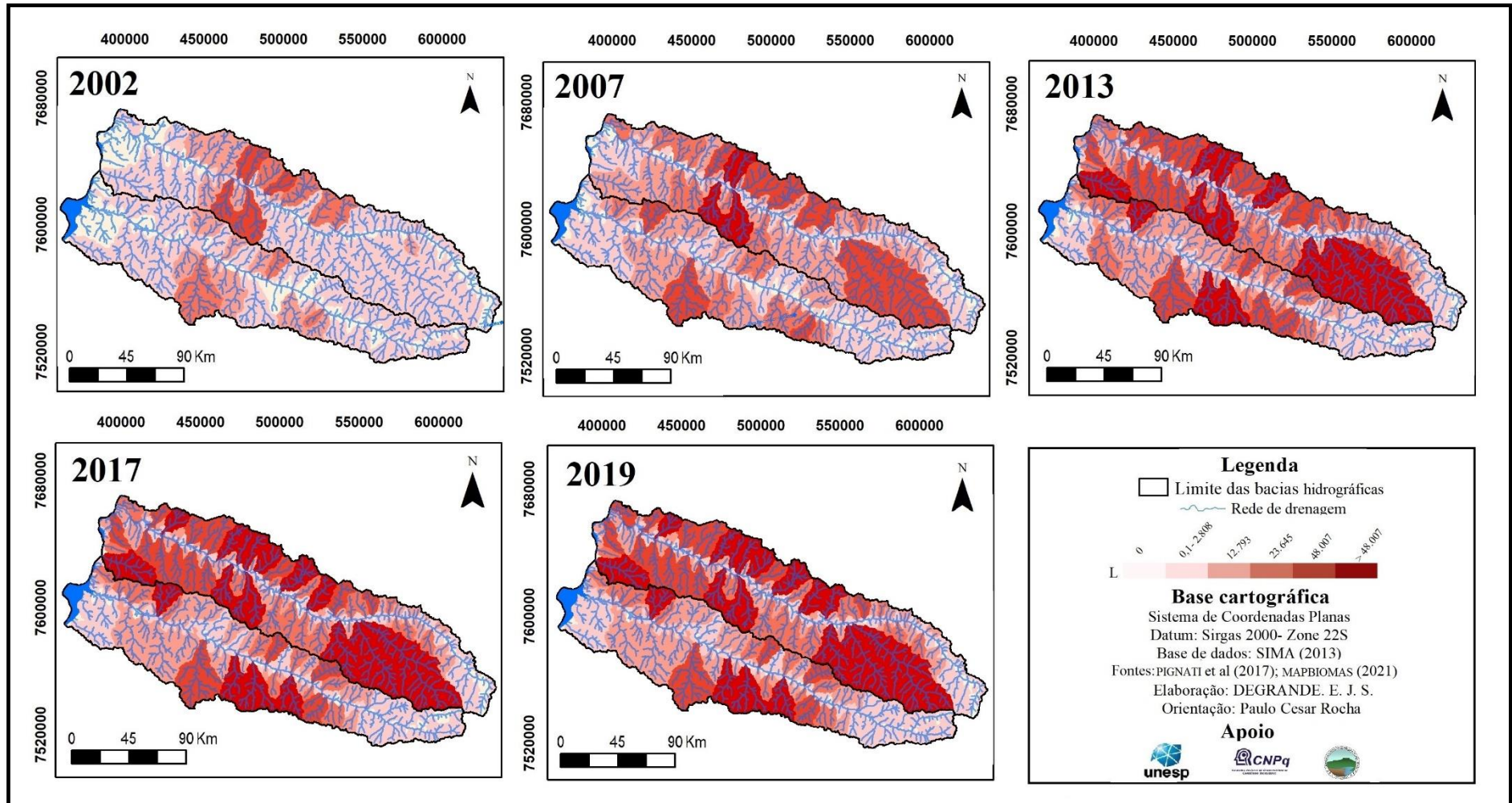
Concomitante a expansão da cana- de- açúcar e da elevação no IABH e IPCD, houve na série temporal considerada, o aumento exponencial no uso de agrotóxicos. Portanto, com base na proposição de Pignati Oliveira e Silva (2014), a quantidade de agrotóxicos utilizados entre as subbacias hidrográficas foram agrupadas em 5 classes, que alternaram de 2.808 litros, associado a classe 1, até acima de 48.007 litros, relacionado a classe 5 (Figura 32 e Gráfico 12).

Salienta- se que nas subbacias hidrográficas do rio Aguapeí identificou- se as classes 1-2-3 e 4, em 2002, sendo a ocorrência da classe 5 verificada a partir de 2007. Quanto as subbacias hidrográficas do rio do Peixe, no ano de 2002 havia apenas as classes 1, 2 e 3; já em 2007 ocorrem as classes 1-2, 3, e 4, sendo a classe 5 verificada a partir de 2013.

No ano de 2002 os maiores percentuais de uso de agrotóxicos se concentraram na classe 1, visto que este valor representou 69% e 68% da área das subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe, respectivamente.

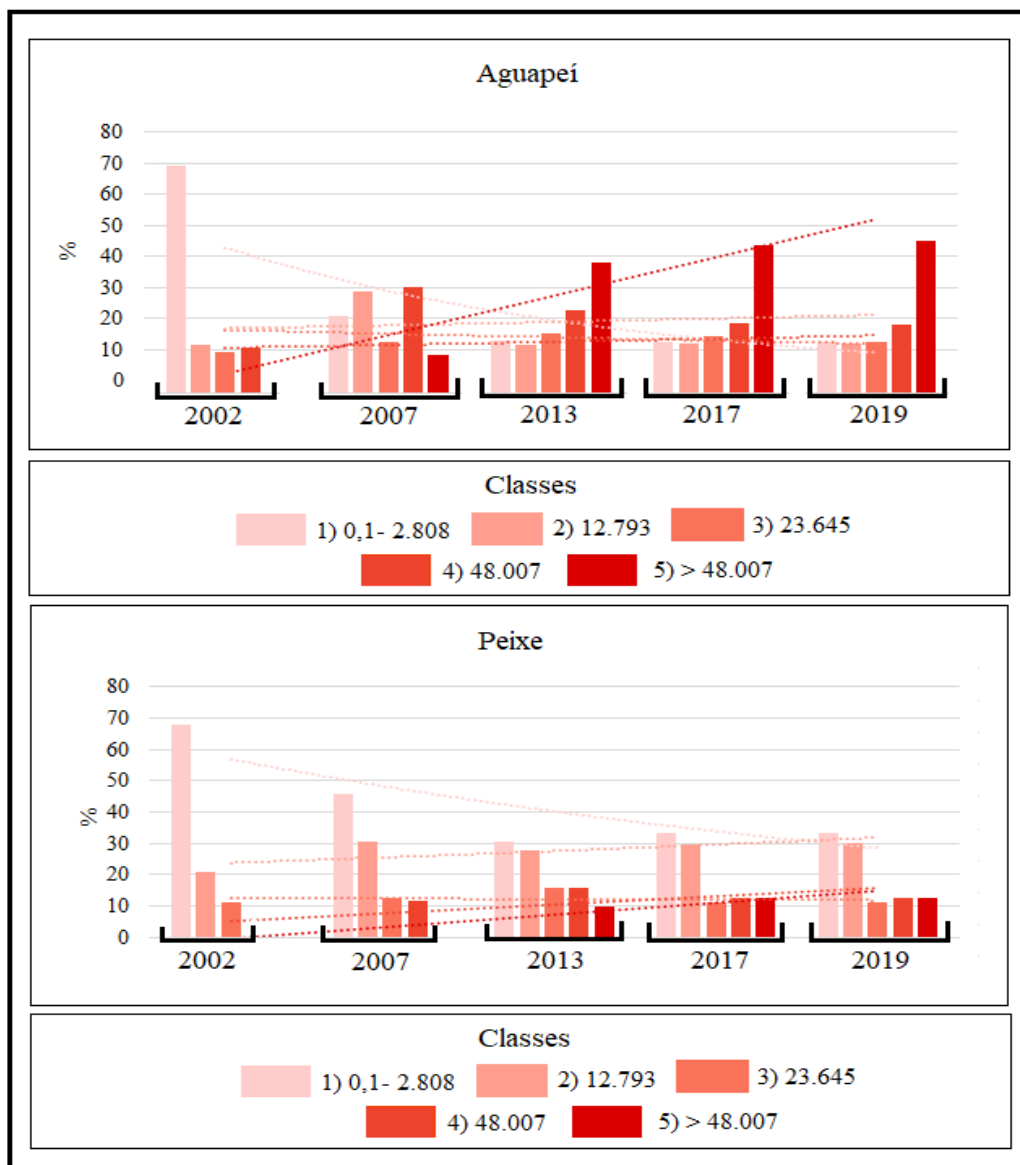
A medida que a expansão da cana- de- açúcar foi ganhando maiores proporções e conseqüentemente, também, o uso de agrotóxicos, houve a diminuição das subbacias hidrográficas concentradas na classe 1, especialmente as pertencentes ao rio Aguapeí que em 2019 possuía apenas 13% de suas áreas nesta classe, por outro lado, a classe 5 representou 45% de seu território.

**Figura 32-** Uso de agrotóxicos (por ano) nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fonte: PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

**Gráfico 12-** Uso de agrotóxicos (litros) nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Fonte: PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Quanto às subbacias hidrográficas do rio do Peixe, grande parte de seu território se encontrava na classe 1 em 2019, isto é, 33%, entretanto, com significativa tendência de diminuição ao longo da série histórica. A classe 5, por sua vez, obteve aumento, chegando a 13%.

Ao considerar o uso de agrotóxicos em toda área das BH, denotou-se aumento de 24% ao longo do período analisado, em ambas as bacias hidrográficas. Assim, no ano de 2002 foi quantificado 412.603 litros de agrotóxicos na BH do rio Aguapeí e 175.440 litros na do Peixe. Já em 2019 este valor foi de 2.273.154 litros (Aguapeí) e 1.048.177 litros (Peixe).

Quando analisado o uso de agrotóxicos entre os compartimentos das BH (alto, médio e baixo curso), nota-se que entre 2002 e 2007 o médio curso da BH do rio Aguapeí concentrou os maiores valores. Nos anos posteriores o baixo curso desta BH foi quem apresentou os valores preponderantes. No que concerne a bacia hidrográfica do rio do Peixe, em todos os anos o baixo curso foi onde houve a maior utilização de agrotóxicos pela cana-de-açúcar (Tabela 07).

**Tabela 07-** Uso de agrotóxicos pela cana-de-açúcar entre os compartimentos das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe (em litros)

<b>Aguapeí</b>	<b>2002</b>	<b>2007</b>	<b>2013</b>	<b>2017</b>	<b>2019</b>
Alto	40.829	165.230	368.529	392.198	404.020
Médio	233.798	481.267	792.566	885.101	906.744
Baixo	137.976	347.510	837.091	934.498	962.390
<b>Total</b>	<b>412.603</b>	<b>994.007</b>	<b>1.998.186</b>	<b>2.211.797</b>	<b>2.273.154</b>
<b>Peixe</b>	<b>2002</b>	<b>2007</b>	<b>2013</b>	<b>2017</b>	<b>2019</b>
Alto	1.507	912	1.709	2.222	3.634
Médio	79.339	154.426	365.578	403.704	417.269
Baixo	94.594	290.438	581.813	608.832	627.274
<b>Total</b>	<b>175.440</b>	<b>445.776</b>	<b>949.100</b>	<b>1.014.758</b>	<b>1.048.177</b>

Fonte: PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2017)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

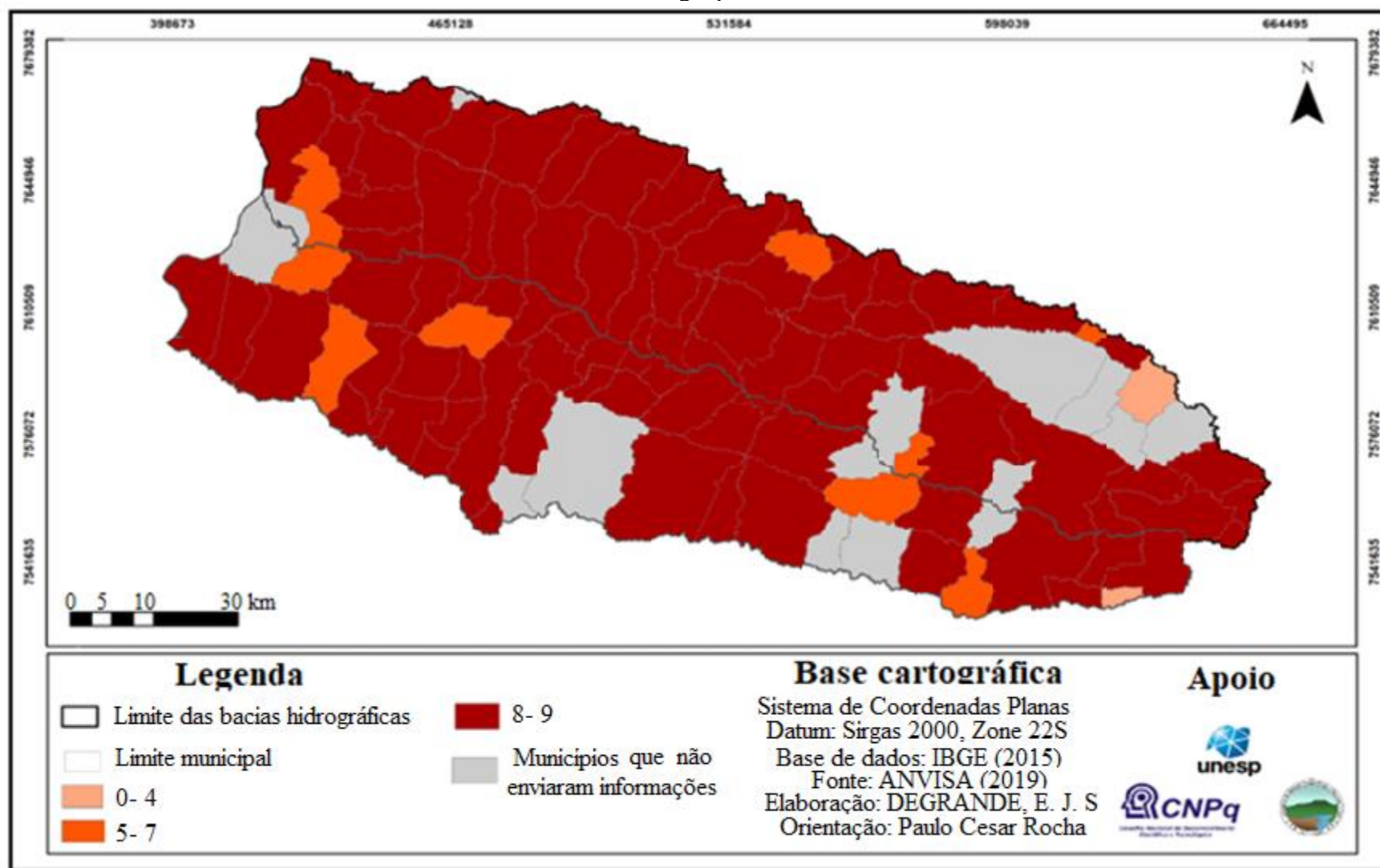
A questão do uso demasiado de agrotóxicos pode ser ainda mais grave quando verificados os dados do comércio ilegal deste produto. Segundo a Embrapa (2020), no ano de 2019 cerca de 23% dos agrotóxicos vendidos no Brasil eram de origem ilegal. São produtos muitas vezes vindos de outros países e não liberados ou até mesmo não avaliados pelos órgãos reguladores (EMBRAPA, 2020).

Ao avaliar a qualidade da água dos municípios brasileiros, a agência Repórter Brasil (2019), a partir da base de dados da Agência Nacional de Vigilância Sanitária- ANVISA, encontrou até 27 agrotóxicos na água, dentre eles, nove não possuem autorização para comercialização no Brasil.

No âmbito da área de estudo, 86% dos municípios pertencentes a BH do rio Aguapeí possuem agrotóxicos de uso proibido na água que abastece a população; este valor chegou a 87% na BH do rio do Peixe (Figura 33).

Entre os agrotóxicos de uso proibido detectados nas bacias hidrográficas em questão, estão: Aldrin + Dieldrin, Carbendazin + Benomil, Clordano, DDT +DDD + DDE, Lindano, Aldicarbe, Carbofurano, Endossulfan e Eldrin. A ingestão destes agroquímicos está associada a doenças crônicas como câncer, distúrbios endócrinos e problemas neurológicos (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo- CETESB, 2020; INSTITUTO NACIONAL DE CÂNCER -INCA, 2020).

**Figura 33-** Número de agrotóxicos proibidos no Brasil encontrados na água para consumo humano entre os municípios das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fonte: ANVISA (2019)  
 Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Deste modo, o aumento indiscriminado do uso de agrotóxicos pela monocultura canavieira, essencialmente sobre o médio-baixo curso das bacias hidrográficas, demonstra a necessidade urgente de ações mais incisivas por parte dos órgãos fiscalizadores que visem tanto a mitigação de impactos ao meio ambiente como a melhor qualidade de vida à população.

Portanto, a influência do crescimento exponencial de áreas destinadas a cultura canavieira e o conseqüente aumento nos índices de IABH, IPCD e no uso de agrotóxicos, quando analisados em uma perspectiva ambiental, considerando sua correlação com os elementos que constituem a paisagem, contribuem para identificar as áreas mais propensas à contaminação ambiental.

## **6 ESTIMATIVA DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL E SUA RELAÇÃO COM A EXPANSÃO DA CANA- DE- AÇÚCAR NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS AGUAPEÍ E PEIXE**

O escoamento superficial expressa a conectividade hidrológica gerada pelo transporte de água pluvial sobre a superfície do solo. Para estimar o escoamento superficial na área objeto de estudo foi necessária a análise integrada dos elementos que constituem a paisagem. Neste processo, diversos produtos intermediários foram gerados, tais como: Grupos Hidrológicos de Solos (GHS), Complexo hidrológico solo- vegetação (CHSV), *Curve Number* (CN), Capacidade máxima de infiltração, Precipitação média anual, Estimativa do escoamento superficial e a Estimativa de escoamento superficial em áreas com cana- de- açúcar.

Desta forma, a análise dos resultados de cada componente bem como sua discussão serão descritos nos subitens deste capítulo.

### **6.1 Grupos Hidrológicos de Solos**

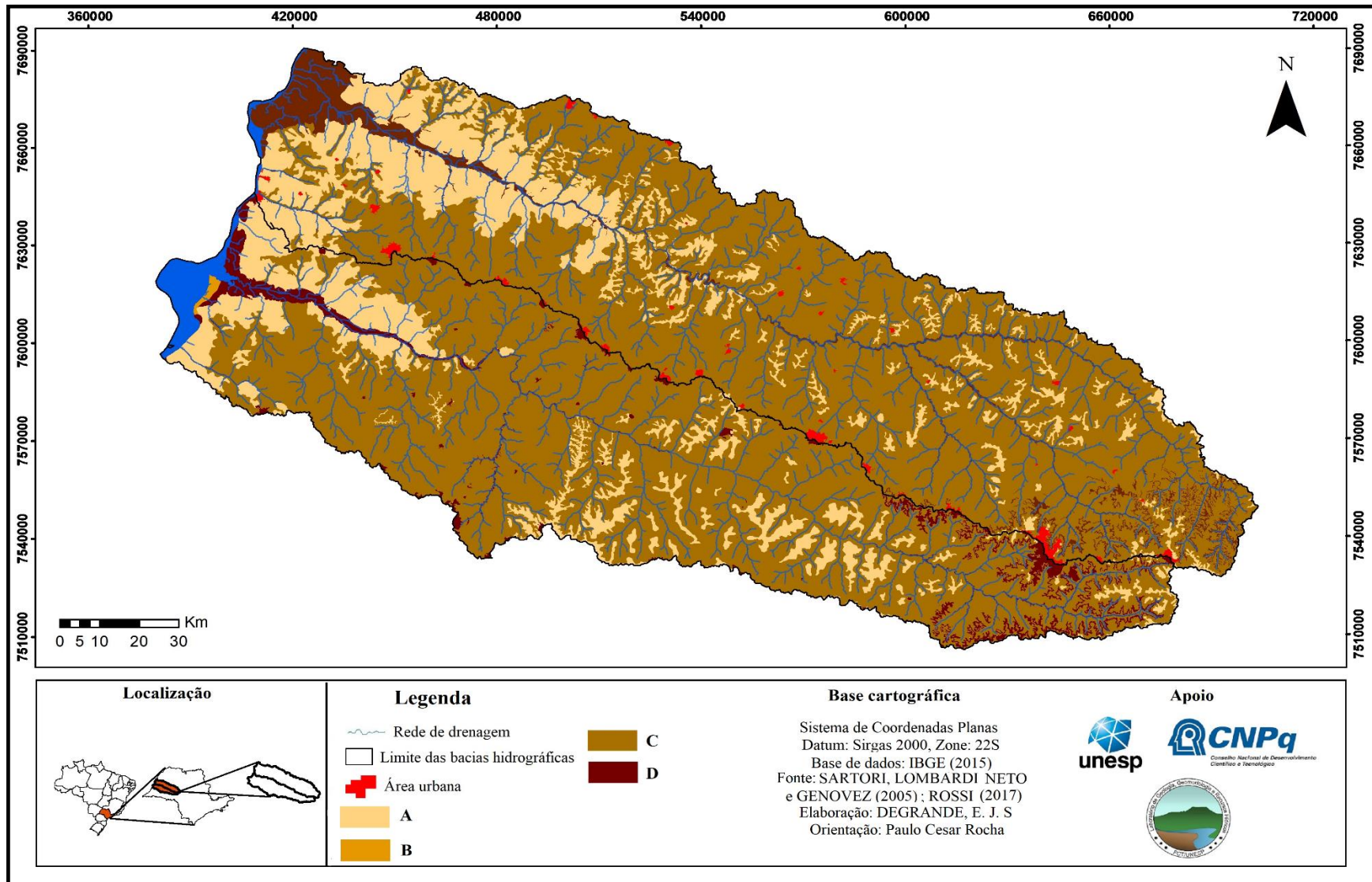
Os Grupos Hidrológicos de Solos (GHS) são o resultado da reclassificação dos tipos de solos de acordo com sua capacidade de infiltração e produção de escoamento superficial. Neste processo, foram geradas as classes A, B, C e D que correspondem a solos com taxas de infiltração elevada, média, baixa e muito baixa, respectivamente (SARTORI, LOMBARDI NETO e BERTONI, 2005) (Figura 34 e Tabela 08).

Quanto ao GHS A, é o segundo mais ocorrente na área de estudo, abrangendo 20% (260.534 ha) do território da bacia hidrográfica do rio Aguapeí e 16% (173.916 ha) na do Peixe.

Esta classe hidrológica de solos abrange majoritariamente o baixo curso das bacias hidrográficas, porém, também são encontradas nos compartimentos do médio- alto curso, em áreas de interflúvio. Os GHS A foram classificados como solos que possuem elevada taxa de infiltração. Na área de estudo, tal característica hidrológica está associada a presença de Latossolos Vermelhos.

No que atine ao Grupo Hidrológico de Solos B, está presente apenas na bacia hidrográfica do rio do Peixe, situando- se próximo a foz de seu curso hídrico principal. Sua área é de 1.142 ha, representando 0,2% do seu território. A capacidade de infiltração deste solo hidrológico é considerada média tendo o Neossolo Quartzarênico como responsável por esta característica.

**Figura 34** Grupos hidrológicos de solos nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



**Fontes:** SARTORI, LOMBARDI NETO e GENOVEZ (2005); ROSSI (2017)  
**Elaboração:** DEGRANDE, E. J

**Tabela 08-** Grupos Hidrológicos de Solos nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Bacias hidrográficas	GHS	Capacidade de infiltração	Área (ha)	Percentual (%)
Aguapeí	A	Elevada	260.534	20
	B	Média	0	0
	C	Baixa	936.887	73
	D	Muito baixa	86.529	7
Peixe	A	Elevada	173.916	16
	B	Média	1.142	0,2
	C	Baixa	826.175	78
	D	Muito baixa	57.996	5,8

Fonte: SARTORI, LOMBARDI NETO e GENOVEZ (2005)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

O GHS C está distribuído em todos os compartimentos das bacias hidrográficas, sendo a classe de maior ocorrência. Na BH do rio Aguapeí o GHS C possui área de 936.887 ha, que representa 73% de seu território; já na do Peixe, sua área corresponde a 82.175 ha, que equivale a 78%.

Dada a abrangência de sua ocorrência, o GHS C abarca desde áreas com altitudes e declividades mais elevadas, como no alto curso das bacias hidrográficas, até regiões que apresentam valores morfométricos menores, ou seja, o baixo curso. Os solos hidrológicos C apresentam baixa capacidade de infiltração, sendo, na área objeto de estudo, os Argissolos Vermelhos responsáveis por esta característica.

Por fim, os GHS D estão concentrados no baixo curso das bacias hidrográficas, embora também encontrados nos demais compartimentos, porém em menor proporção. Na BH do rio Aguapeí esta classe de GHS se estende por 86.529 ha, ou seja, 7% de sua área. Já na bacia hidrográfica do rio do Peixe este valor é de 57.996 ha, que corresponde a 5,8% de seu território.

Esta classe hidrológica de solos se caracteriza por apresentar capacidade de infiltração muito baixa. Sua ocorrência majoritária no oeste das BH está atrelada a presença de Gleissolos Háplicos e Planossolos Háplicos, os quais possuem características hidromórficas, que por sua vez, restringe sua capacidade de infiltração. Na porção leste das bacias hidrográficas, o solo associado ao GHS D é o Neossolo Litólico que possui estrutura pouco profunda, limitando a infiltração da água.

## 6.2 O complexo hidrológico solo- vegetação como condicionantes para os valores de CN e da capacidade máxima de infiltração (S)

O complexo hidrológico solo- vegetação (CHSV) consiste na interrelação entre os GHS e o uso e cobertura da terra para a geração de valores de CN, a qual indica o potencial de cada complexo em gerar escoamento superficial (CARVALHO e RODRIGUES, 2021).

Desta forma, buscamos analisar neste subcapítulo a distribuição do uso da terra e cobertura vegetal entre os Grupos hidrológicos de solos, bem como, sua influência na alteração dos valores de *Curve Number* ao longo da escala temporal aqui considerada. Sendo assim, utilizamos para a referida correlação os GHS A, B, C e D e os seguintes usos e coberturas da terra: Área urbana, Pastagem, Solo exposto, Cobertura florestal, Outras lavouras e Cana- de açúcar (Figuras 35 e 36).

Quanto aos valores de CN, variaram de 26 a 100, de acordo com a proposta de Tucci (2009), e foram agrupados em 5 classes, sendo a classe 1 correspondente aos menores índices de *Curve Number*, e aquelas mais próximas de cinco, representando as maiores taxas (Figura 37 e Gráfico 13).

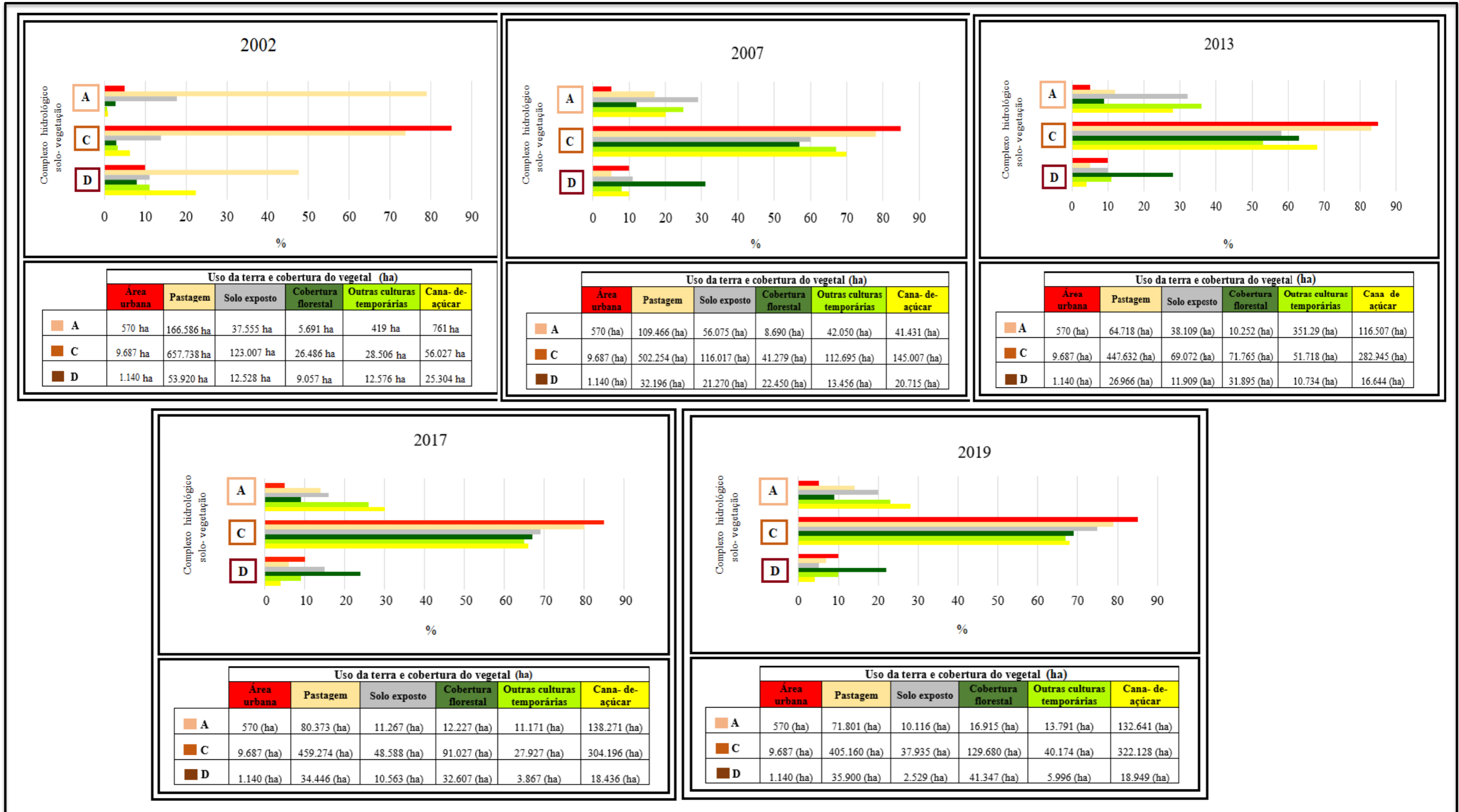
Analisando a distribuição do *Curve Number* na bacia hidrográfica do rio Aguapeí, observou- se que a classe 1 tem sofrido aumento gradativo ao longo dos anos, a qual representou 18% desta BH em 2002, chegando a 34% em 2019.

Os valores de CN desta classe variaram de 26 a 66, sendo assim, o CHSV responsáveis por estes valores foram a Área urbana, Pastagem, Cana- de- açúcar, Outras lavouras e Cobertura florestal, associados ao GHS A. No caso da última cultura apresentada, também houve valores de CN referente a classe 1 em solos hidrológicos C.

Dentre os CHSV inerentes a classe 1, ressalta- se a importância da Cobertura florestal, pois foi o único que demonstrou evolução em todos os anos. Sua área em GHS A era de 5.691 ha em 2002, chegando a 16.915 ha no ano de 2019; em solos hidrológicos C seu crescimento foi de 761 ha (2002) a 132.641 ha (2019).

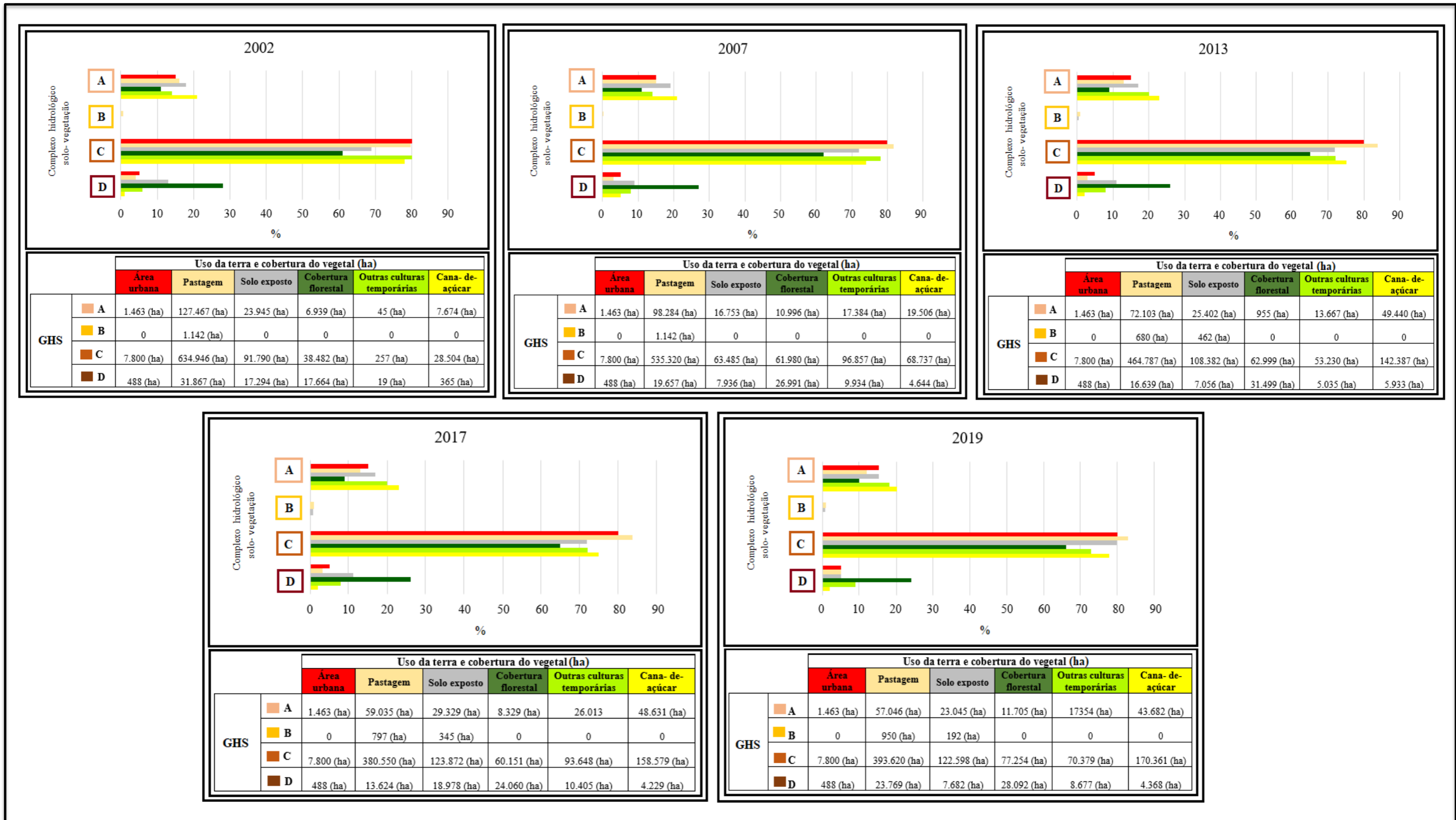
Quanto as classes 2 e 3, mantiveram seus valores praticamente estáveis ao longo dos anos, representando apenas entre 1% a 4% do território da bacia hidrográfica do rio Aguapeí, sendo então as classes menos representativas. Seu CN alternou entre 67 a 80, tendo a Cobertura florestal inerente ao solo hidrológico D como condicionante destes valores. A baixa representatividade das classes 2 e 3 se dá devido a este CHSV estar limitado a uma pequena área situada no oeste desta bacia hidrográfica.

Figura 35- Complexo hidrológico solo- vegetação na bacia hidrográfica do rio Aguapeí



Fonte: TUCCI (2009)  
Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Figura 36- Complexo hidrológico solo- vegetação na bacia hidrográfica do rio do Peixe



Fonte: TUCCI (2009)  
Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Já a classe 4 (com CN entre 80-83) apresentou tendência de diminuição entre 2002 e 2013, visto que seu percentual era de 51% (2002) e sofreu significativa queda em 2007, obtendo valor de 40%; e de 35% no ano de 2013. No próximo ano analisado- 2017- denota- se sutil crescimento desta classe, que representou 36% da área de estudo, todavia, este valor cai para 33% em 2019.

Os Complexos Hidrológicos Área urbana e Pastagem ocorrentes em GHS C foram os que influenciaram os valores de CN na classe 4. Embora a Área urbana em solos hidrológicos C tenha apresentado percentual elevado (83%), sua área foi de apenas 9.687 ha, permanecendo estável em toda escala temporal. Por outro lado, a área de Pastagem em GHS C tem variado entre 657.738 ha a 405.160 ha entre 2002 a 2019.

Deste modo, este último CHSV tem sido o principal responsável pelos valores de *Curve Number* na classe 4, estando o decréscimo de sua área percentual atrelado a diminuição de Pastagem ao longo dos anos.

No que concerne a classe 5, demonstrou evolução entre 2002 a 2013, onde seu percentual cresceu de 27% para 38%. Após este período, houve pequeno decréscimo em seus valores, correspondendo a 35% em 2017 e a 34% em 2019. Os valores de *Curve Number* nesta classe ficaram entre 84 a 100, estando relacionados a presença de Área urbana e Pastagem em solos hidrológicos D bem como de Outras lavouras, Cana- de- açúcar e Solo exposto ocorrentes em GHS C e D.

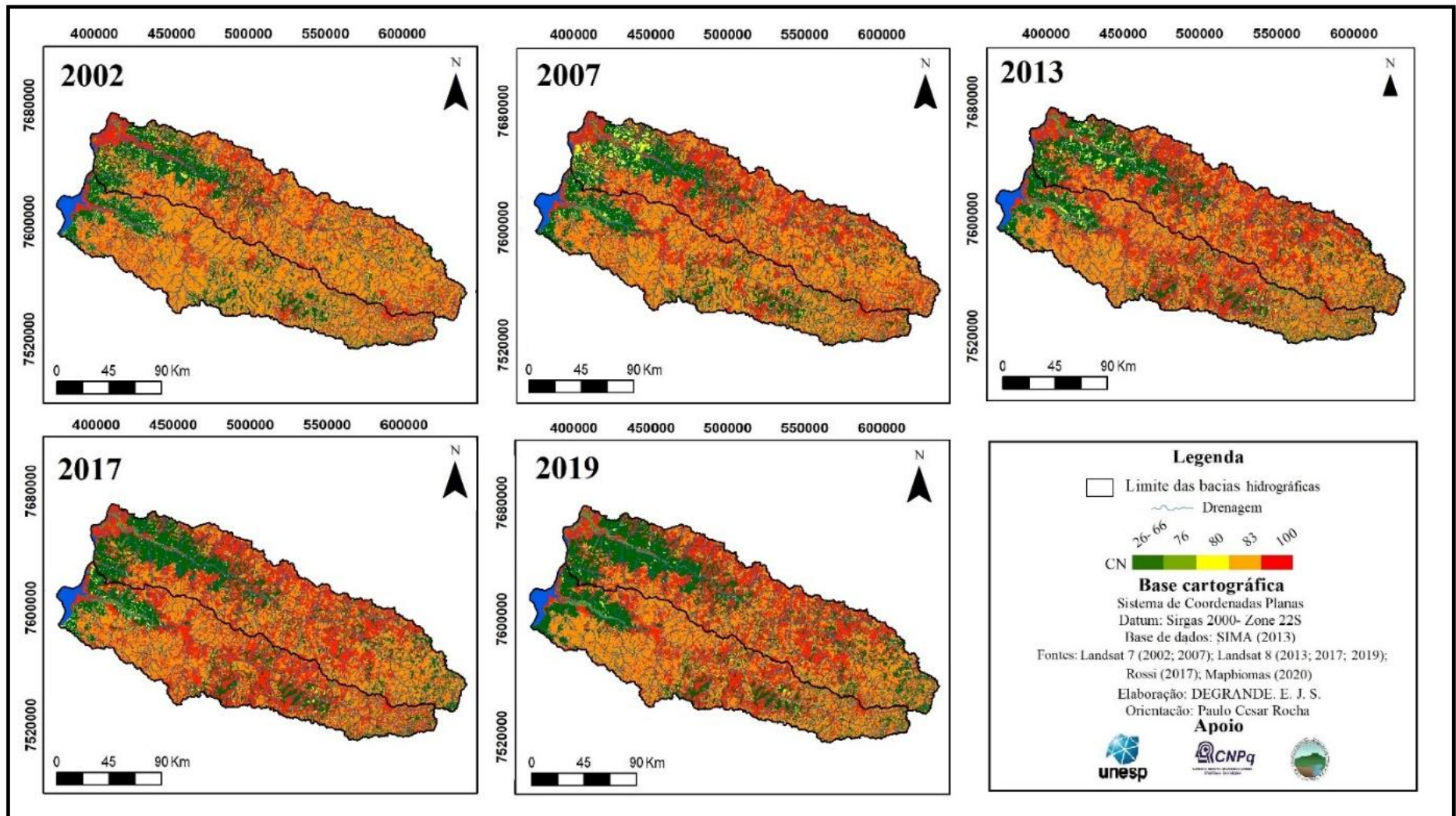
O aumento percentual da classe 5 entre 2002 e 2013 tem como principal condicionante a expansão expressiva da área com cana- de- açúcar, sobretudo em solos hidrológicos C, visto que este CHSV tem evoluído de 56.027 ha (2002) para 282.945 ha (2013).

Nos anos subsequentes (2017- 2019) denota- se a continuidade do crescimento da área destinada a cultura canavieira, porém, em um ritmo paulatino. Somado a este fator, houve a redução da área de solo exposto no referido período, contribuindo para a diminuição da classe 5.

Quanto a bacia hidrográfica do rio do Peixe, denota- se que a classe 1 tem demonstrado evolução entre 2002 a 2007, representando 17% e 20% do território desta BH, respectivamente. Já entre 2013 (19%) e 2017 (18%), houve queda em seus valores, e, novamente em 2019 verifica- se aumento percentual chegando a 21%.

A dinâmica territorial observada na classe 1 está condicionada as variações dos Complexos hidrológicos Solo- vegetação ao longo do tempo. A Área urbana, Pastagem, Outras lavouras e Cana- de açúcar em GHS A, além da Cobertura florestal em solos

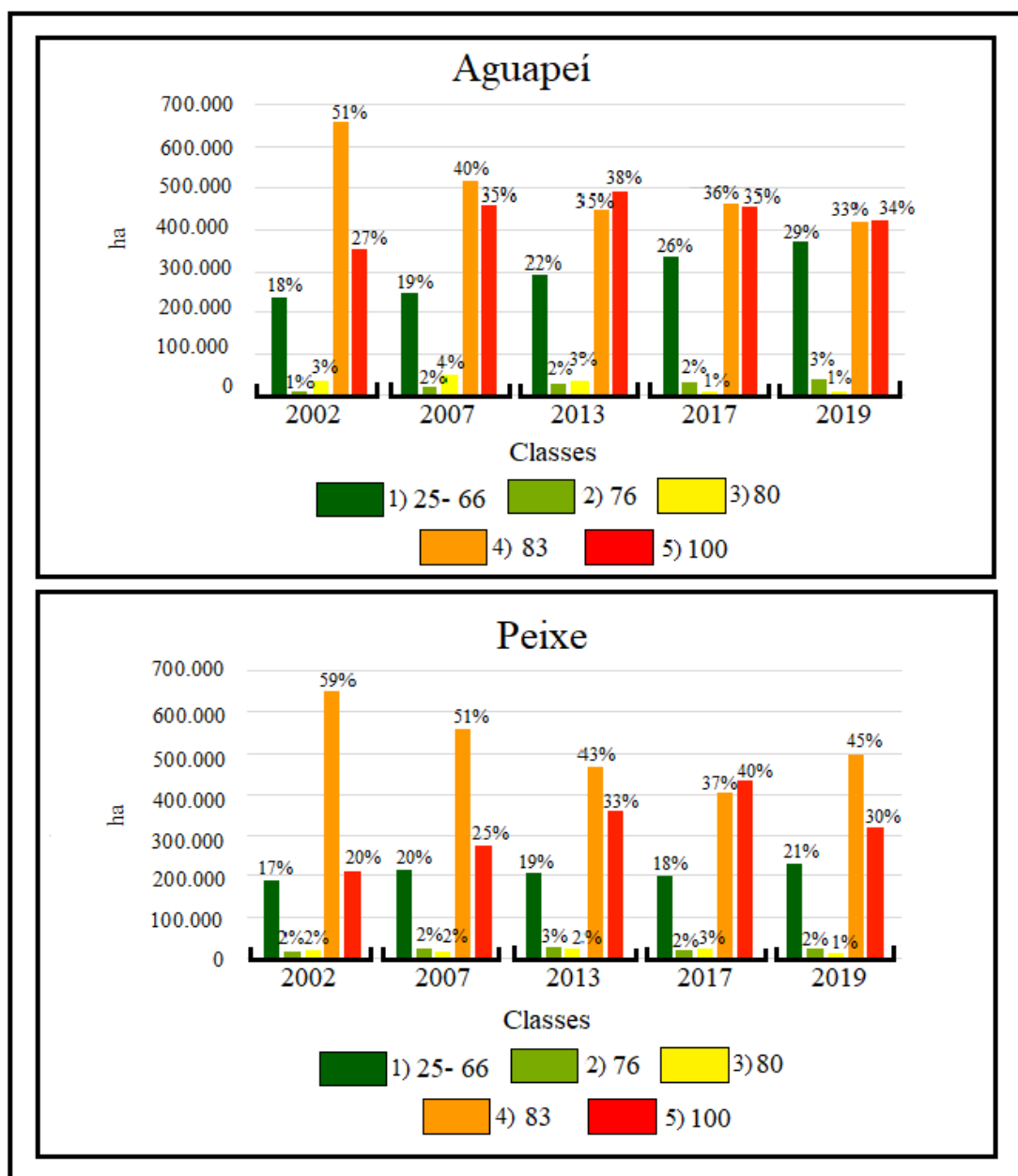
**Figura 37-** Valores de *Curve Number* nas bacias hidrográficas dos rios Aguapé e Peixe



**Fontes:** LANDSAT 7 (2002; 2007); LANDSAT 8 (2013; 2017; 2019); ROSSI (2017) MAPBIOMAS (2020) e TUCCI (2009)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

**Gráfico 13-** Distribuição de valores de *Curve Number* nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



**Fontes:** LANDSAT 7 (2002; 2007); LANDSAT 8 (2013; 2017; 2019); ROSSI (2017) MAPBIOMAS (2020) e TUCCI (2009)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

hidrológicos A e C, contribuíram para esta classe de CN, que tem apresentado taxas entre 26 a 66.

Entre 2002 a 2007 o aumento da classe 1 se deu pela evolução, sobretudo, da Cobertura florestal, que por sua vez apresentou área de 6.939 ha (2002) e 10.996 ha (2007) em solos hidrológicos A; já em GHS C estes valores foram de 38.482 ha e 61.980 ha, respectivamente.

Outros CHSV que influenciaram no crescimento desta classe no referido período, foram as Outras lavouras e a Cana- de- açúcar em GHS A, as quais demonstraram tendência evolutiva de suas áreas. Quanto a Pastagem, embora sua área tenha diminuído em GHS A (de 127.467 ha para 98.284 ha), demonstrou área representativa entre 2002 a 2007. Já a Área urbana permaneceu estável, não apresentando significativa contribuição para as dinâmicas verificadas ao longo da escala temporal.

O decréscimo da classe 1 entre 2013 e 2017 é corroborado, principalmente, pela constante queda da área com Pastagem em GHS A, a qual foi de 72.103 ha (2013) a 59.035 ha (2017). Outrossim, a Cana- de açúcar obteve diminuição em solos hidrológicos A, pois sua área foi de 49.440 ha em 2013, passando a 48.631 ha no ano de 2017. Os demais CHSV não demonstraram contribuição significativa a esta classe para a realidade apresentada neste período, visto que não obtiveram decréscimo em suas áreas.

Assim como na bacia hidrográfica do rio Aguapeí, na do Peixe as classes 2 e 3 foram as menos expressivas, uma vez que em todos os anos analisados seu percentual não ultrapassou 3% da área da BH. Com valores de CN entre 66- 80, estas classes tem ocorrido em Cobertura florestal associada a GHS D e a Pastagem inerente aos solos do grupo hidrológico B.

No que concerne ao primeiro CHSV, está situado na porção oeste da BH, próximo aos cursos d'água, onde há a presença de solos hidromórficos (GHS D). O segundo Complexo hidrológico também se encontra no baixo curso onde a pastagem tem se desenvolvido uma área restrita sobre Neossolos Quartzarênicos (GHS B).

Quanto a classe 4, mesmo apresentando tendência de diminuição, foi a mais representativa nesta bacia hidrográfica. Em 2002, seu percentual foi de 59%, chegando a 37% no ano de 2017, voltando a subir em 2019 com 46% do território da BH.

A taxa de CN (80-83) nesta classe teve influência da Área urbana e da Pastagem em solos do grupo hidrológico C. No caso do primeiro CHSV, sua área tem permanecido constante entre o período analisado, não sendo responsável pelas principais alterações ocorridas na classe 4. Em contrapartida, a diminuição do percentual desta classe entre 2002 a 2017 esta correlacionada, por excelência, ao decréscimo da área com pastagem. Do mesmo modo, a ascensão da classe 4 em 2019 corresponde ao aumento que a referida cultura obteve neste ano, em solos hidrológicos C.

No que tange a classe 5, teve crescimento gradativo entre 2002 a 2017, quando sua área era de 20%, chegando a 40%. Após este período, seu percentual obteve queda chegando a 30% no ano de 2019. Os valores de CN desta classe alternaram de 84- 100, e os CHSV responsáveis

por estas taxas foram: Área urbana e Pastagem em GHS D, Cana- de açúcar e Outras lavouras em solos hidrológicos C e D, além de Solo exposto em GHS B, C e D.

A evolução desta classe entre 2002- 2017 teve como principal contribuição, o constante aumento de áreas destinadas a cana- de- açúcar entre os GHS C e D. Em 2002 esta cultura abarcava 28.504 ha do território da BH em solos hidrológicos C, obtendo 158.579 ha em 2017; já em GHS D seu crescimento foi de 365 ha (2002) para 4.229 ha (2017).

Ainda analisando o período supracitado, salienta- se que o solo exposto também teve influência no avanço da classe 5. Embora sua área tenha sofrido variações ao longo do tempo, apresentou tendência evolutiva, pois seu território era de 91.790 ha (2002) e de 123.872 ha (2017) em solos hidrológicos C, enquanto sobre GHS D, sua ascensão foi de 17.294 ha (2002) para 18.978 ha (2017). Cabe ressaltar que não houve solo exposto em GHS B entre 2002-2007, sendo mapeados apenas a partir de 2013, com área de apenas 345 ha no ano de 2017.

Quanto ao decréscimo da classe 5 em 2019, está associada a constante queda de áreas com pastagem em GHS D, bem como na diminuição do solo exposto.

De modo geral, em ambas as BH, verificou- se a concentração das formas de uso e cobertura da terra em solos hidrológicos C. Esta característica está atrelada a presença majoritária deste GHS na área de estudo. Como resultado, observa- se que em todos os usos e cobertura da terra seu percentual ocorrente no referido solo hidrológico é superior a 50%.

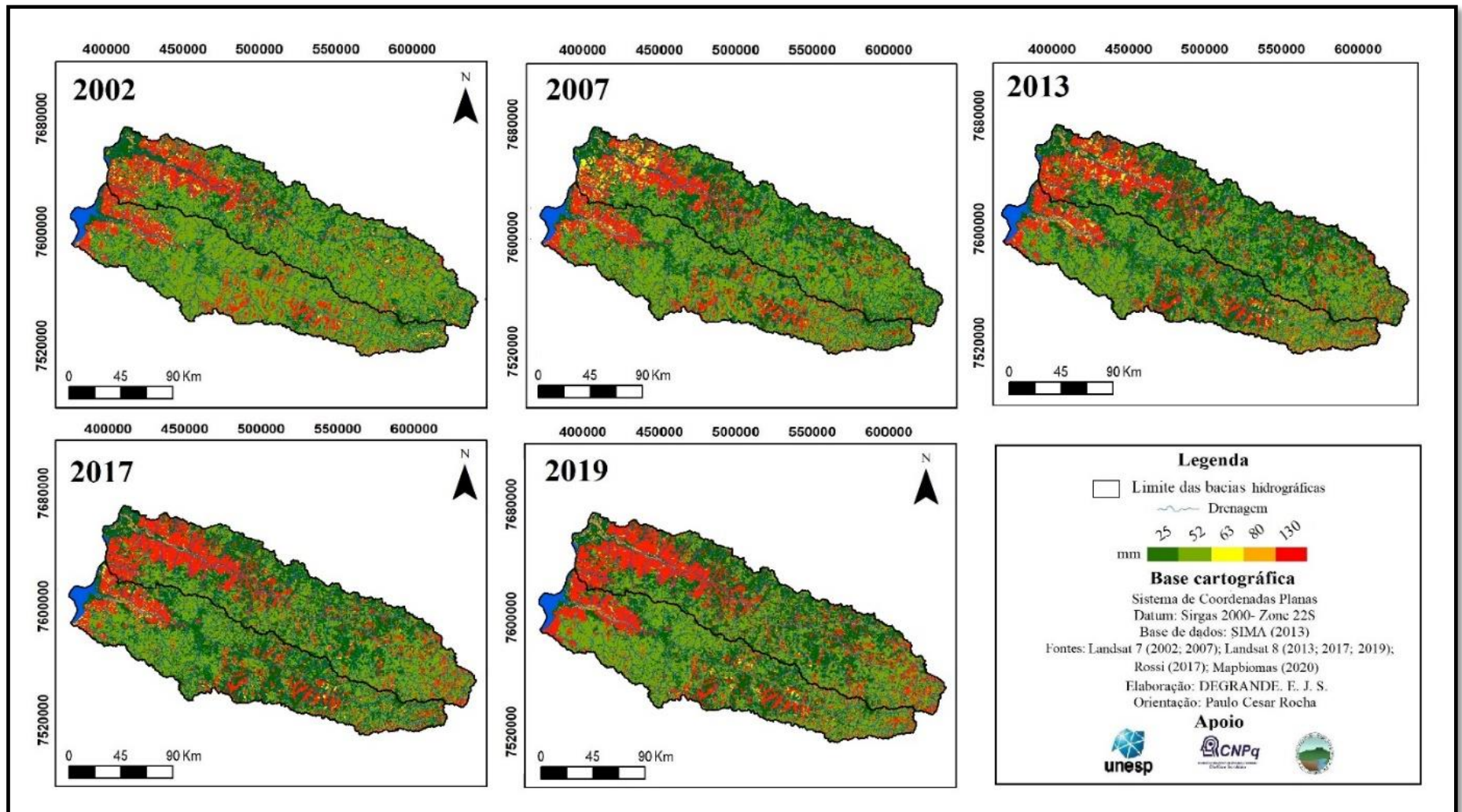
Com exceção da Cobertura florestal, as demais formas de uso da terra ocorrentes em solos hidrográficos C, corresponde as classes de CN 4 ou 5, o que explica a maior representatividade de áreas com valores de *Curve Number* entre 83 a 100.

Outro parâmetro analisado foi a capacidade máxima de infiltração (S), que consiste no potencial de armazenamento de água no solo. A obtenção do elemento S teve como base as taxas de CN. Seu resultado apontou para tendência inversa aos valores de *Curve Number*, ou seja, áreas que indicam alto potencial de escoamento, consequentemente, elevado CN, são aquelas que apresentaram menores índices de capacidade máxima de infiltração (Figura 38 e Gráfico 14).

Os índices da variável S alternou entre 25 mm até 130 mm, apresentados em 5 classes. Notadamente, verifica- se que áreas com capacidade máxima de infiltração entre 25 mm a 52 mm se destacou em ambas as bacias hidrográficas. Tais taxas correspondem as classes 1 e 2, respectivamente.

Mesmo com oscilações percentuais ao longo da escala temporal, a classe 1 apresentou evolução em sua área. Na BH do rio Aguapeí esta classe representou 27% de seu território no

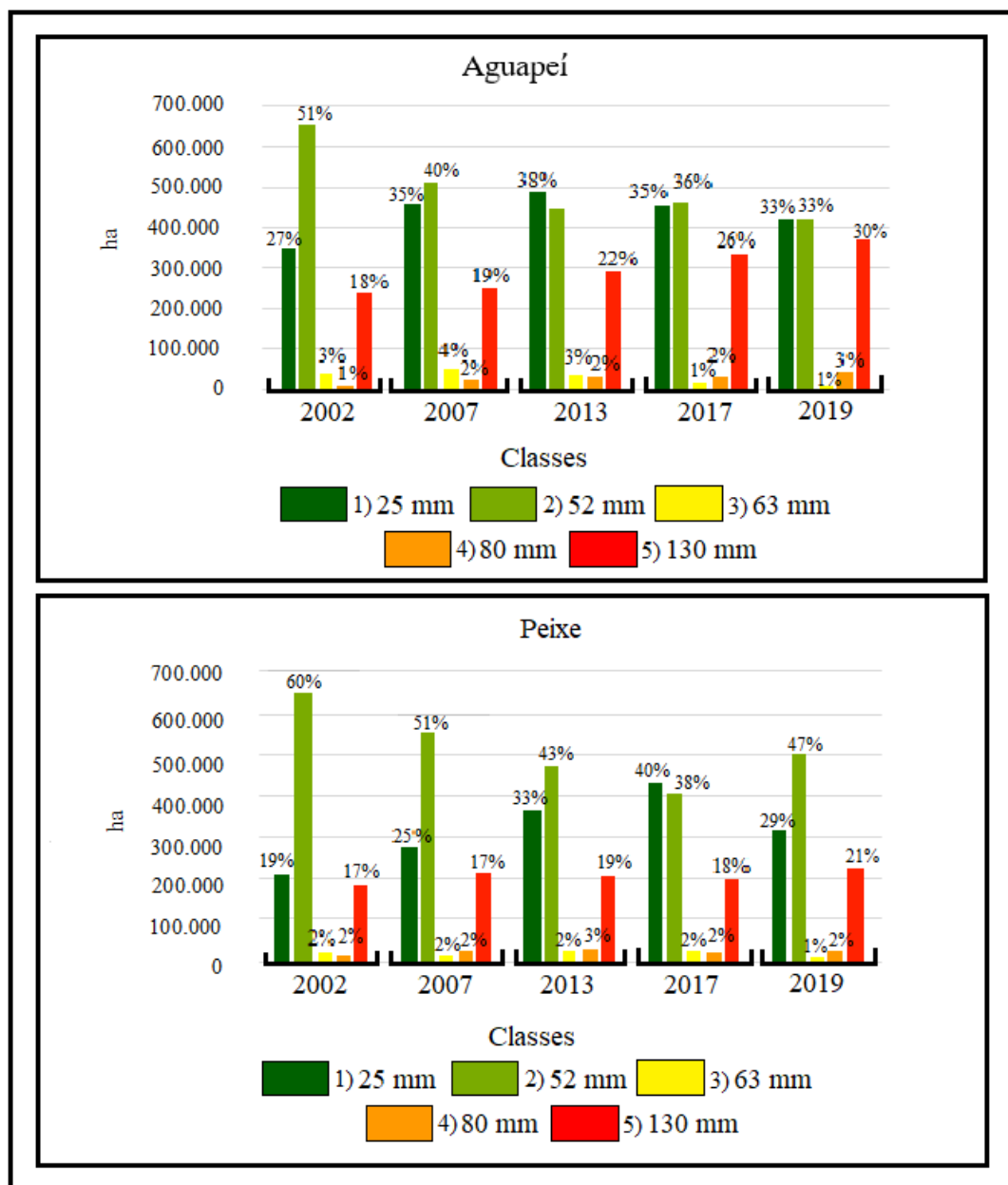
**Figura 38-** Capacidade máxima de infiltração nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



**Fontes:** LANDSAT 7 (2002; 2007); LANDSAT 8 (2013; 2017; 2019); ROSSI (2017) MAPBIOMAS (2020) e TUCCI (2009)

**Elaboração:** DEGRANDE, E, J. S

**Gráfico 14-** Distribuição da taxa de capacidade máxima de infiltração nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fontes: LANDSAT 7 (2002; 2007); LANDSAT 8 (2013; 2017; 2019); ROSSI (2017) MAPBIOMAS (2020) e TUCCI (2009)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

ano de 2002; em 2019, este valor foi de 33%. Destarte, na bacia hidrográfica do rio do Peixe a área da referida classe quantificou 19% em 2002, chegando a 29% no ano de 2019.

Por outro lado, a classe 2 demonstrou tendência de declínio, isso porque em 2002 sua área correspondeu a 51% da BH do rio Aguapeí, enquanto no ano de 2019 este valor chegou a 33%. Da mesma forma, na bacia hidrográfica do rio do Peixe esta classe decresceu de 60%

(2002) para 47% (2019). Salienta-se que apesar de sua diminuição ao longo do tempo, a classe 2 obteve os maiores percentuais em ambas as BH.

As menores taxas de capacidade máxima de infiltração, conforme verificado entre as classes 1 e 2, está inerente, sobretudo, a presença de cana-de-açúcar em GHS C e D, além da ocorrência de pastagem em solos hidrológicos C, respectivamente. Estas culturas estão extremamente suscetíveis ao processo de compactação do solo. Este processo é definido por Holtz e Kovacs (1981) como o adensamento dos solos, resultante da aplicação de energia mecânica. Para Reichert *et al.* (2007), no processo de compactação há a redução da areação, infiltração e condutividade hidráulica do solo.

Enquanto a compactação dos solos em áreas agrícolas, como é o caso da cana-de-açúcar, está ligada a modernização da agricultura, devido o uso de maquinários, em áreas de pastagem está atrelado, essencialmente, ao pisoteio animal (REICHERT *et al.*, 2007).

Quanto as classes de capacidade máxima de infiltração 3 e 4 (64 mm -80 mm), revelaram pouca expressividade. Seus valores representaram até 3% e 4% dos territórios das bacias hidrográficas do rio Aguapeí e Peixe, respectivamente. No tocante a classe 3, assim como nos resultados apresentados na análise do CN, está inerente a pastagem em solos hidrológicos B, bem como a solo exposto em GHS A, localizados no extremo oeste das BH.

A classe 4 está associada a presença de cobertura florestal em solos hidrológicos D. Sua área corresponde a pequenas manchas presentes essencialmente no oeste e leste das BH. Em seu baixo curso, esta classe tem como resultado a ocorrência da cobertura florestal em solos hidromórficos, enquanto no alto curso, possui relação entre a referida cobertura vegetal sobre Neossolos Litólicos.

A classe 5 apresentou os maiores índices de infiltração, entre 81 mm a 130 mm. Esta classe se concentra no baixo curso das bacias hidrográficas, porém, também há sua ocorrência distribuída entre os compartimentos do alto- médio curso. Sua elevada capacidade de infiltração está atrelada a Cobertura florestal em solos hidrológicos A.

Ao analisar os dados percentuais, verifica-se a evolução da classe 5 na escala temporal. No caso da BH do rio Aguapeí, obteve crescimento constante, com 18% em 2002 e 30% no ano de 2019. Mesmo apresentando variações ao longo dos anos, na bacia hidrográfica do rio do Peixe a referida classe quantificou 17% (2002) e 21% (2019).

A Cobertura florestal é de suma importância para o aumento da matéria orgânica nos solos, contribuindo para o processo de absorção e infiltração da água (MUSCHLER, 2000; BARBERA- CASTILHO, 2001). Outrossim, em áreas florestadas os solos apresentam

significativa porosidade, elevando sua capacidade de armazenamento (CHENG; LIN; LU, 2002; BEST *et al.*, 2003).

A exemplo disso, em estudo feito por Mendonça (2001), na Floresta Nacional do Araripe, comparando áreas preservadas e desmatadas, demonstrou que em locais onde foram suprimidas a vegetação natural, houve diminuição de matéria orgânica, da condutividade hidráulica e da porosidade do solo, colaborando para a redução da infiltração.

Neste sentido, Zwirtes *et al.* (2011) ao avaliarem as características físico- hídricas de solos submetidos a diferentes manejos, constataram que aqueles cobertos por mata nativa apresentaram maior velocidade de infiltração em comparação com as demais coberturas analisadas. Deste modo, os autores reiteram a importância da mata nativa para a manutenção do lençol freático.

### **6.3 Média de precipitação anual**

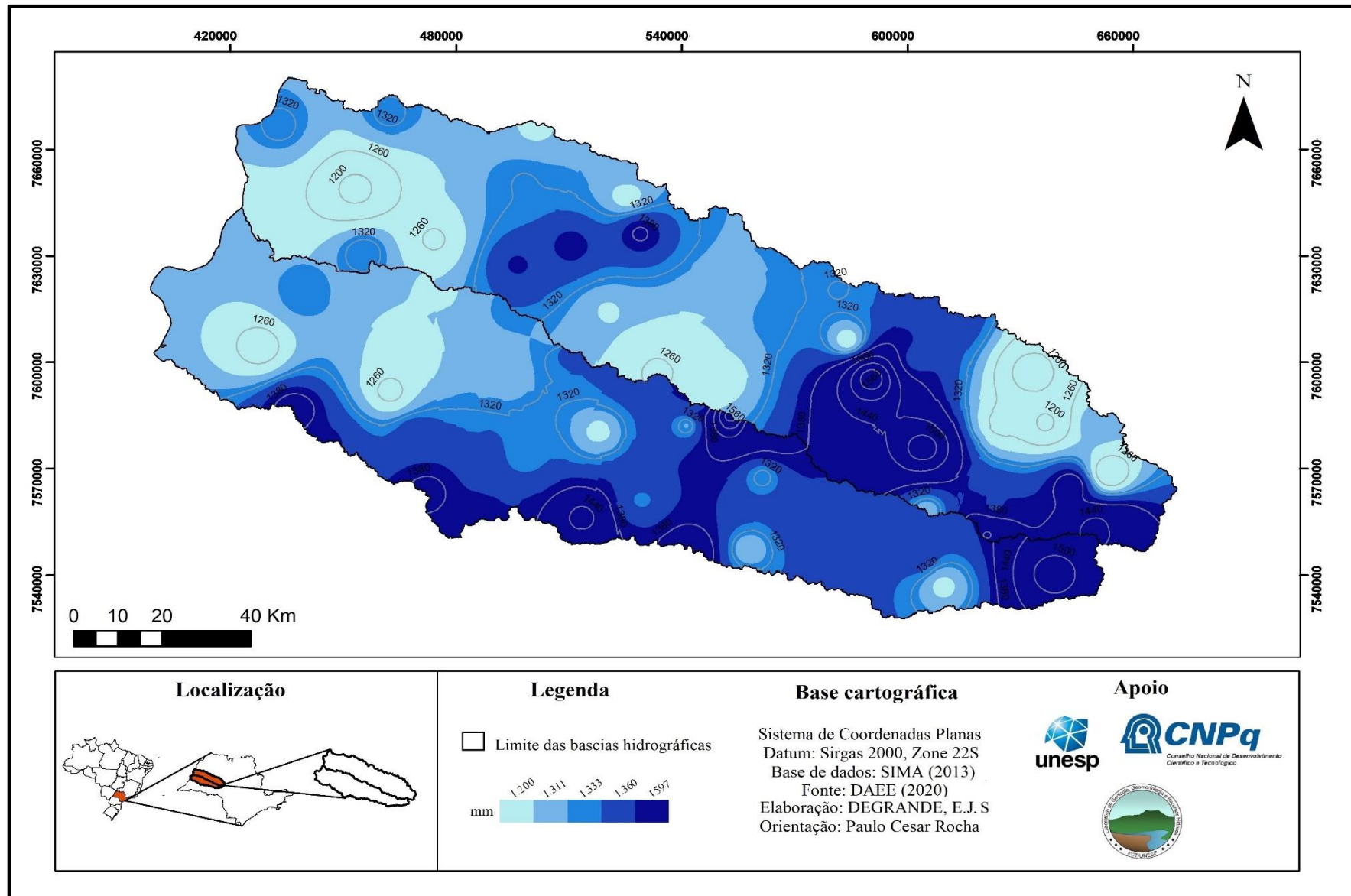
O volume de chuva apresentado nas BH dos rios Aguapeí e Peixe consistem na média anual da série histórica (2002-2019) de cada estação pluviométrica (Apêndices A e B). Os índices de precipitação alternaram entre 1.200 mm a 1.597 mm, distribuídos em cinco classes, conforme podem ser observados na Figura 39 e Gráfico 15.

O médio- baixo curso das BH foram as áreas que corresponderam aos menores índices pluviométricos, ou seja, até 1.290 mm. Tais dados estão associados a classe 1 que se destacou na bacia hidrográfica do rio Aguapeí como a mais representativa, compreendendo 26% de sua área. Na BH do rio do Peixe esta classe representou apenas 10% de seu território, evidenciando o menor valor percentual.

Notadamente, as maiores taxas de precipitação se encontram na porção leste das BH, abarcando também, parte de seu alto e médio curso, com valores acima de 1.361 mm, equivalentes a classe 5. No que tange a bacia hidrográfica do rio Aguapeí, a referida classe abrange 19% de sua área, enquanto na do Peixe este valor é de 20%.

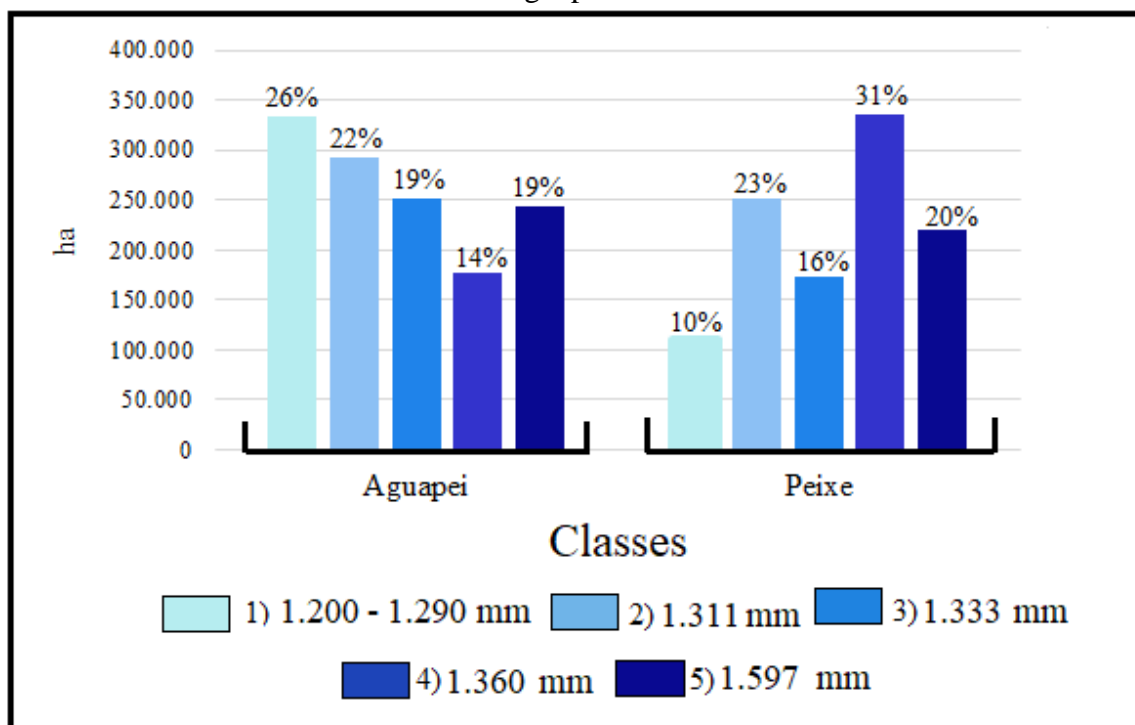
Os dados apresentados demonstram as principais tendências quanto a distribuição dos índices de precipitação, todavia, cabe ressaltar que há algumas exceções, ou seja, é possível observar isolíneas representando valores mais baixos no alto curso, bem como alguns pontos com elevado volume de precipitação no baixo curso das BH.

**Figura 39-** Média anual da série histórica do volume de chuva nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fonte: DAEE (2020)  
Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

**Gráfico 15-** Média anual da série histórica do volume de chuva nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fonte: DAEE (2020)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

#### 6.4 Estimativa de escoamento superficial

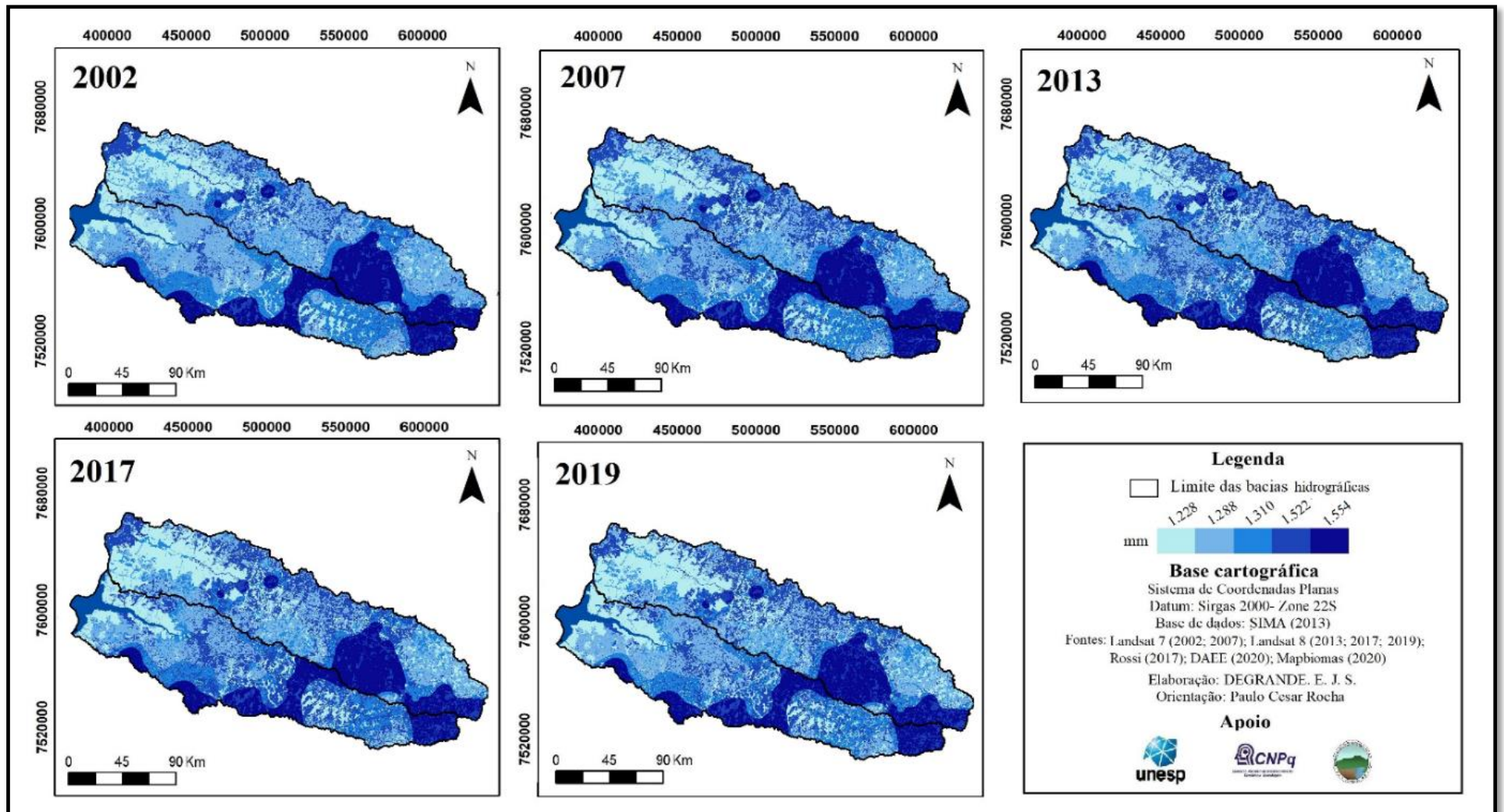
“O escoamento superficial ocorre durante um evento chuvoso, quando a capacidade de armazenamento de água no solo é saturada” (GUERRA, 2011, p. 170). No método CN, a mensuração da média anual do escoamento pluvial está atrelada a relação entre a taxa de capacidade máxima de infiltração e a quantidade de água precipitada.

Na área de estudo em questão a taxa de escoamento superficial variou entre até 1.228 mm a 1.554 mm, agrupados em cinco classes. Ao analisar a área da classe 1 verificou-se seu crescimento ao longo do tempo. Na bacia hidrográfica do rio Aguapeí, por exemplo, esta classe correspondeu a 19% de seu território em 2002, chegando ao percentual de 27% em 2019. Destarte, na BH do rio do Peixe os valores relacionados a esta classe foram de 15% (2002) e 18% (2019) (Figura 40 e Gráfico 16).

Por outro lado, na classe 2 houve a diminuição de sua área, a qual representou 33% do território na bacia hidrográfica do rio Aguapeí em 2002 e a 22% no ano de 2019. No caso da BH do rio do Peixe, os percentuais obtidos foram 29% (2002) e 24% (2019).

Quanto a classe 3, verifica-se crescimento de sua área na BH do rio Aguapeí de 20% (2002) para 26% (2019). Diferentemente, houve a tendência de diminuição da taxa percentual

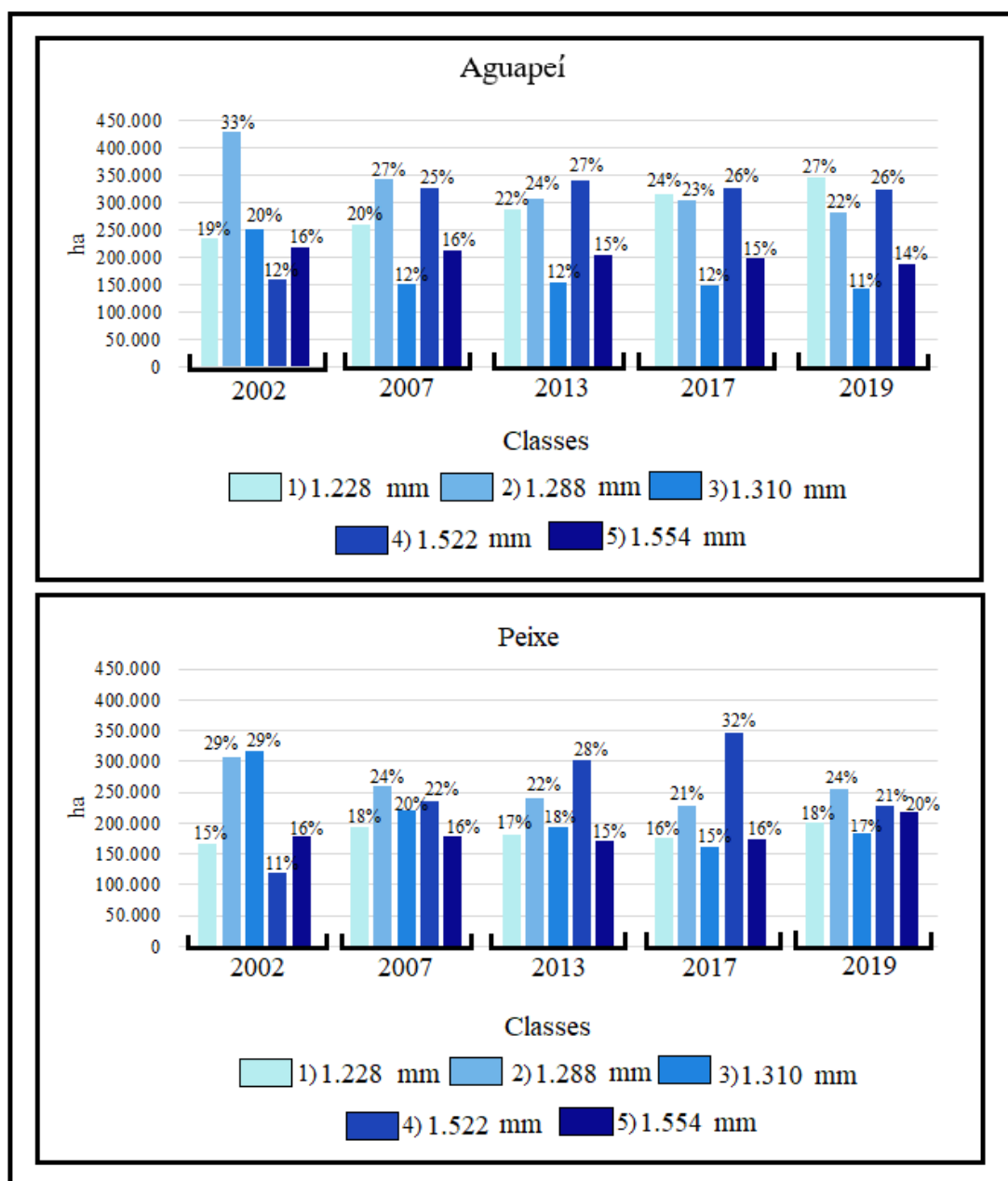
**Figura 40-** Estimativa de escoamento superficial nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



**Fontes:** LANDSAT 7 (2002; 2007); LANDSAT 8 (2013; 2017; 2019); ROSSI (2017); DAEE (2020) e MAPBIOMAS (2020)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

**Gráfico 16-** Distribuição da estimativa de escoamento superficial nas bacias hidrográficas de Aguapeí e Peixe



**Fontes:** LANDSAT 7 (2002; 2007); LANDSAT 8 (2013; 2017; 2019); ROSSI (2017); DAEE (2020) e MAPBIOMAS (2020)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

da referida classe na BH do rio do Peixe. Sendo assim, em 2002 seu valor era de 29%, chegando a 15% em 2017. No que concerne ao ano de 2019, ocorreu ligeiro aumento, correspondendo a 17% da área da bacia hidrográfica objeto de estudo.

A classe 4 apresentou significativa evolução ao longo da escala temporal considerada. Seu percentual que era de 12% em 2002, evoluiu para 26% no ano de 2019, na BH do rio Aguapeí, já na do rio do Peixe tais valores cresceram de 11% (2002) a 21% (2019).

Com relação a classe 5, na BH do rio Aguapeí, denota-se a tendência de diminuição de seus valores percentuais ao longo do tempo. Entre 2002 e 2007 seu valor foi de 16%, enquanto em 2013 e 2017 houve ligeira queda para 15%. Já em 2019 ocorreu novo decréscimo, quando 14% da área desta BH estava nesta classe.

No que atine a bacia hidrográfica do rio do Peixe, a classe 5 demonstrou certa estabilidade entre 2002 e 2017, ficando em torno de 16% do território da BH- com exceção de 2013 em que seu percentual foi de 15%. Entretanto, no próximo ano analisado (2019) denota-se razoável aumento, quando esta classe passou a representar 20% da área desta BH.

No Oeste Paulista, alguns trabalhos têm sido desenvolvidos com o objetivo de estimar o escoamento superficial, a partir do método *Curve Number*. A exemplo disso, Santos e Rocha (2019) analisaram o escoamento superficial no Pontal do Paranapanema entre o período de 1962 e 2014. Os valores de escoamento variaram entre menores que 700 mm a 1.340 mm.

Para os autores supracitados as taxas de escoamento pluvial abaixo de 700 mm estão associadas a presença de vegetação natural em GHS A, situados a oeste da UGRHI 22. Por outro lado, os maiores potenciais de escoamento superficial estão relacionados a presença de pastagem e culturas temporárias em GHS C, com valores entre 1.180 mm a 1.340 mm.

Outra pesquisa relevante foi apresentada por Mantovani *et al.* (2011), tendo como área objeto de estudo a bacia hidrográfica do rio do Peixe. Neste trabalho, os autores avaliaram a média mensal do escoamento superficial, constatando os valores mais elevados na região leste desta BH, ou seja, acima de 150 mm/mês. Em contrapartida, as áreas situadas na região oeste, onde há a maior concentração de cobertura florestal, compreenderam os menores valores de escoamento, com índices entre 2,79 mm a 21,36 mm /mês.

Os dados de escoamento superficial apresentados nas pesquisas de Santos e Rocha (2019) e Mantovani (2011) contribuem substancialmente para a análise de tal fenômeno na área objeto de estudo da presente pesquisa.

Como podemos observar na distribuição do escoamento pluvial entre as cinco classes, ressalta-se a presença majoritária das menores taxas (classe 1) na região oeste das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe. Considerando do ponto de vista da conectividade estrutural, nesta área predominam os menores valores topográficos e de declividade, que segundo Friys *et al.* (2006) estão atrelados aos menores índices de conectividade hidrológica. Outros fatores foram as características da conectividade funcional no baixo curso das BH, como

os menores volumes de precipitação, de acordo com a média da série histórica anual, e a presença majoritária de solos hidrológicos associados ao grupo A.

Somado a estes elementos, assim como nos trabalhos de Santos e Rocha (2019) e Mantovani *et al.* (2011), a presença da cobertura florestal, majoritariamente na região oeste das BH, teve importante papel na atenuação dos valores de escoamento superficial. De acordo com Heckman *et al.* (2018), a cobertura arbórea possui capacidade de diminuir a energia do escoamento pluvial, atuando como componente de desconectividade hidrológica.

Com relação aos elevados índices de escoamento superficial (associado a classe 5), denota-se sua concentração entre o médio alto curso das bacias hidrográficas, onde as características estruturais da conectividade estão inerentes aos mais elevados valores hipsométricos e de declividade, além de apresentar conectividade funcional associada as maiores taxas de precipitação e a GHS das classes C e D. Quanto ao uso e cobertura da terra, na classe 5 se destacou a pastagem, cana-de-açúcar e solo exposto.

De modo geral, a distribuição espacial do escoamento superficial ao longo da escala temporal não demonstrou grandes variações. Assim, pode-se afirmar que embora o uso e cobertura da terra tenham contribuído para os dados obtidos, os elementos físicos naturais tiveram maior influência nos resultados.

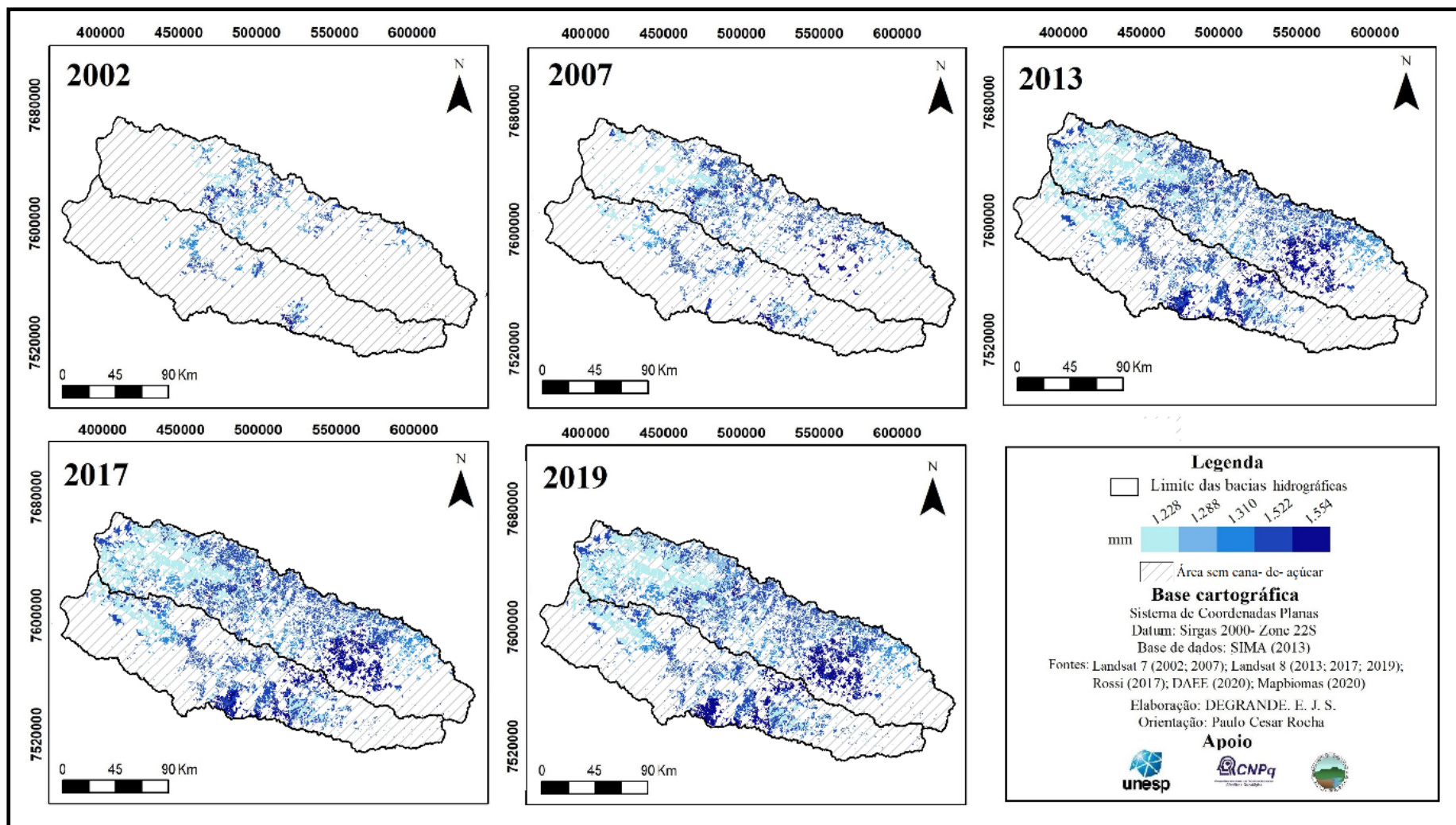
#### **6.4.1 Estimativa de escoamento superficial em áreas com cana-de-açúcar**

Ao analisar as classes de escoamento superficial nas BH dos rios Aguapeí e Peixe em áreas com cana-de-açúcar, percebe-se a evolução de sua distribuição nas bacias hidrográficas ao longo da escala temporal (Figura 41 e Gráfico 17). Este fato está associado ao crescimento apresentado pela produção canavieira nos últimos anos.

Em 2002, por exemplo, grande parte do território destinado a cultura canavieira se situava no médio curso, com área de 85.959 ha na BH do rio Aguapeí e 36.550 ha na do Peixe. A expansão sucroalcooleira para os demais compartimentos das bacias hidrográficas resultou no crescimento demasiado de sua área, que em 2019 foi de 473.574 ha (Aguapeí) e 218.570 ha (Peixe).

Sendo assim, o aumento da área de escoamento superficial, concomitante a expansão canavieira, evidenciou a importância das classes 4 e 1, respectivamente, uma vez que seu território se manteve como o mais representativo em praticamente todos os anos nas bacias

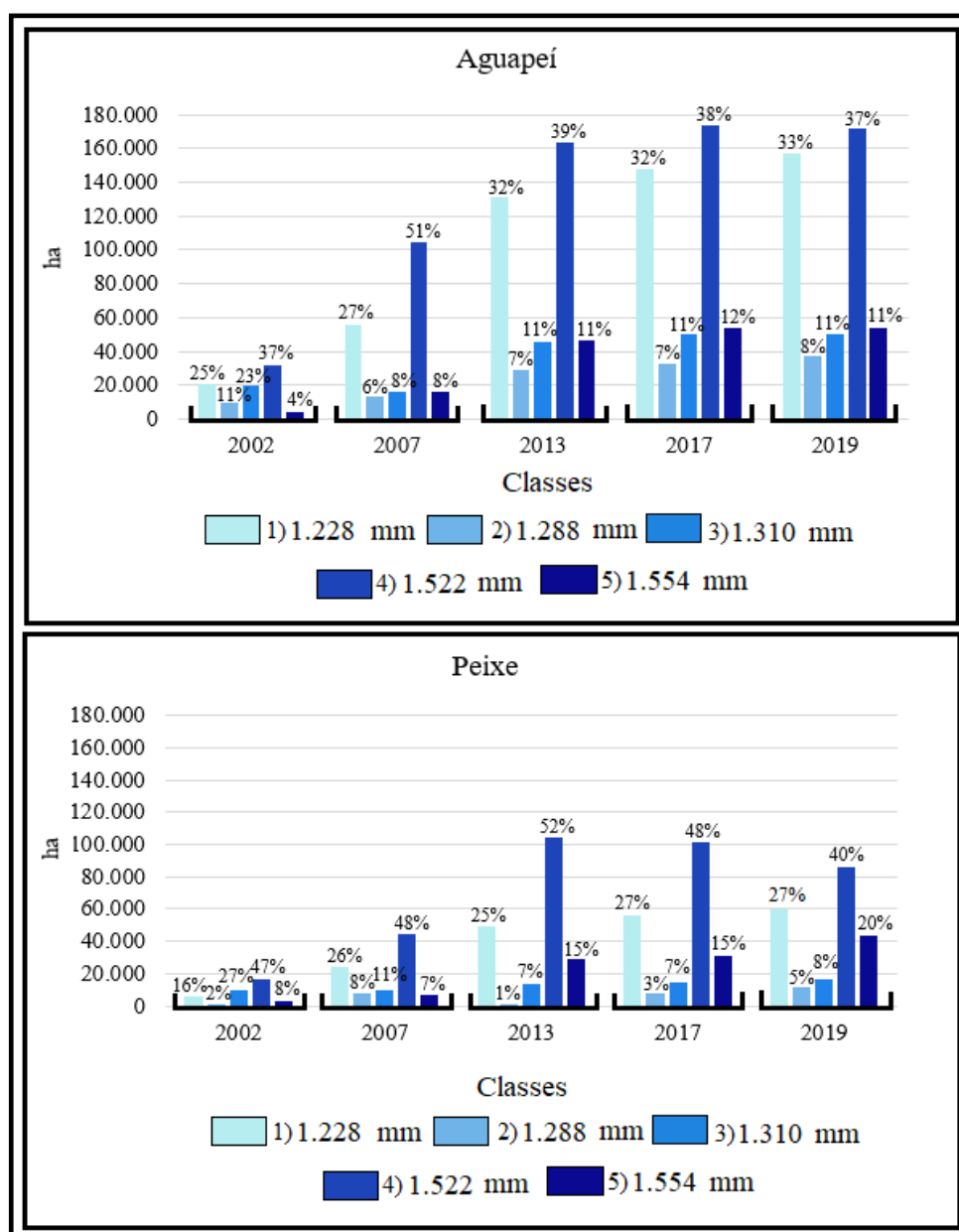
**Figura 41-** Estimativa de escoamento superficial (anual) em áreas com cana-de-açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



**Fontes:** LANDSAT 7 (2002; 2007); LANDSAT 8 (2013; 2017; 2019); ROSSI (2017); DAEE (2020) e MAPBIOMAS (2020)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

**Gráfico 17-** Estimativa de escoamento superficial em áreas com cana- de- açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



**Fontes:** LANDSAT 7 (2002; 2007); LANDSAT 8 (2013; 2017; 2019); ROSSI (2017); DAEE (2020) e MAPBIOMAS (2020)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J.S

hidrográficas<sup>22</sup>. As demais classes tiveram oscilações ao longo do tempo, que está ligado ao rearranjo territorial característico da cultura canavieira.

Ao analisar a distribuição do escoamento superficial nas BH, verifica-se que os menores volumes- relativos a classe 1- estiveram concentrados no médio curso, excepcionalmente nos anos de 2002 e 2007, visto que neste período não havia ocorrido expansão significativa da cana-

<sup>22</sup> Apenas no ano de 2002, na BH do rio do Peixe, a classe 1 não obteve o segundo maior percentual.

de- açúcar aos demais compartimentos das BH. No entanto, entre 2013 a 2019, a área desta classe avançou para o médio- baixo curso das bacias hidrográficas.

Além da elevada taxa de infiltração, inerente a presença de solos hidrológicos A, outro fator que influenciou a presença relevante da classe 1 nesta porção da área de estudo foram as médias anuais de chuva as quais alternaram de 1.290 mm a 1.310 mm, que por sua vez, estão entre os valores mais baixos.

Quanto as maiores taxas de escoamento superficial, ou seja, de valores referentes a classe 5, também constatou- se sua concentração no médio curso das BH nos anos de 2002 e 2007. A partir de 2013, o alto- médio curso foram as áreas das bacias hidrográficas onde houve a predominância de índices mais elevados de escoamento superficial.

Os elementos responsáveis pelos valores obtidos na classe 5 foram a presença de solos hidrológicos C e D, somado a ocorrência das maiores taxas de precipitação média anual, que variou entre 1.361 mm a 1.597 mm.

Além do escoamento superficial, também foi analisado os processos erosivos e sua relação com a expansão açucareira, conforme apresentado no capítulo subsequente.

## 7 PROCESSOS EROSIVOS E SUA RELAÇÃO COM A EXPANSÃO DA CANA-DE-AÇÚCAR NAS BACIAS HIDROGRÁFICA DOS RIOS AGUAPEÍ E PEIXE

A análise da perda de solos por processos erosivos laminares na área de estudo se deu pela aplicação da Equação Universal de Perda de Solos- EUPS, sendo possível obter resultados tanto da perda de solos nas BH quanto quantificar os sedimentos que chegam até a rede de drenagem.

Os resultados adquiridos por meio da EUPS são fruto da interrelação entre as variáveis: Erosividade (Fator R), Erodibilidade (Fator K), Topografia- representada pelos componentes comprimento de rampa (Fator L) e declividade (Fator S) -, Cobertura e uso da terra (Fator C) e Práticas conservacionistas (Fator P). A síntese de tal correlação foram a geração dos mapas de perdas de solos por erosão laminar e de sedimentos exportados por erosão laminar. Sendo assim, os resultados e discussões obtidos em cada etapa serão descritos a seguir.

### 7.1 Erosividade

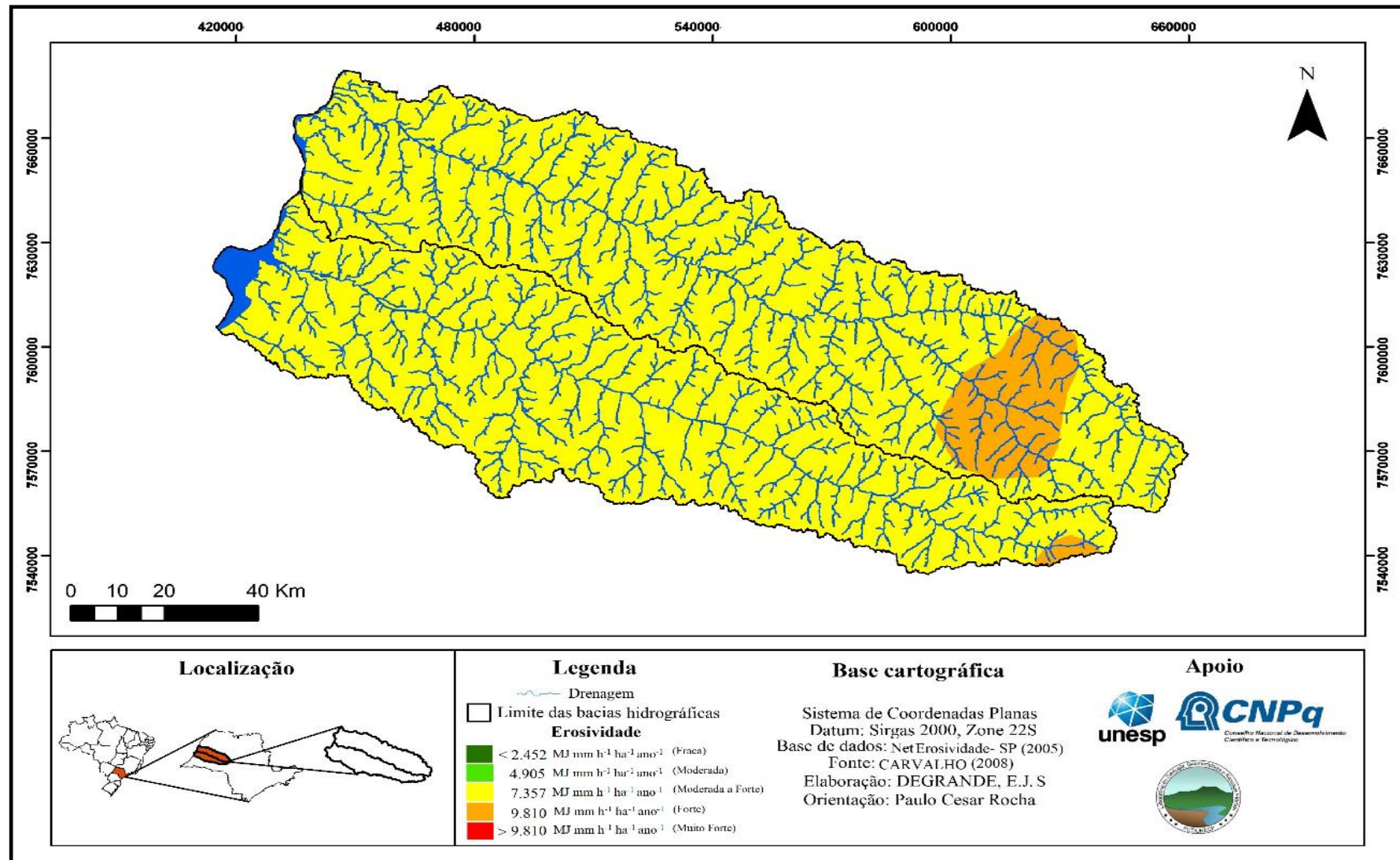
Segundo Vitte e Mello (2007), o fator R é a capacidade da chuva em causar a erosão do solo. Este processo é comandado pela energia cinética da chuva, que está relacionada às características de suas gotas, bem como de sua distribuição no tempo e no espaço (GUERRA, 1999).

Para Goudie (1993) a energia cinética é a consequência do movimento translacional de um corpo, e, no contexto de um evento pluviométrico, este processo é extremamente significativo para a geração de feições erosivas, visto que resulta na ruptura dos agregados e no efeito *splash* das partículas do solo.

A erosividade nas BH em questão alternou entre 6.048 a 7.741 MJ mm h<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Carvalho (2008) ao classificar a Erosividade de acordo com a intensidade deste fenômeno em promover a erosão dos solos, estabelece 5 classes variando de Fraca a Muito forte (Figura 42 e Gráfico 18).

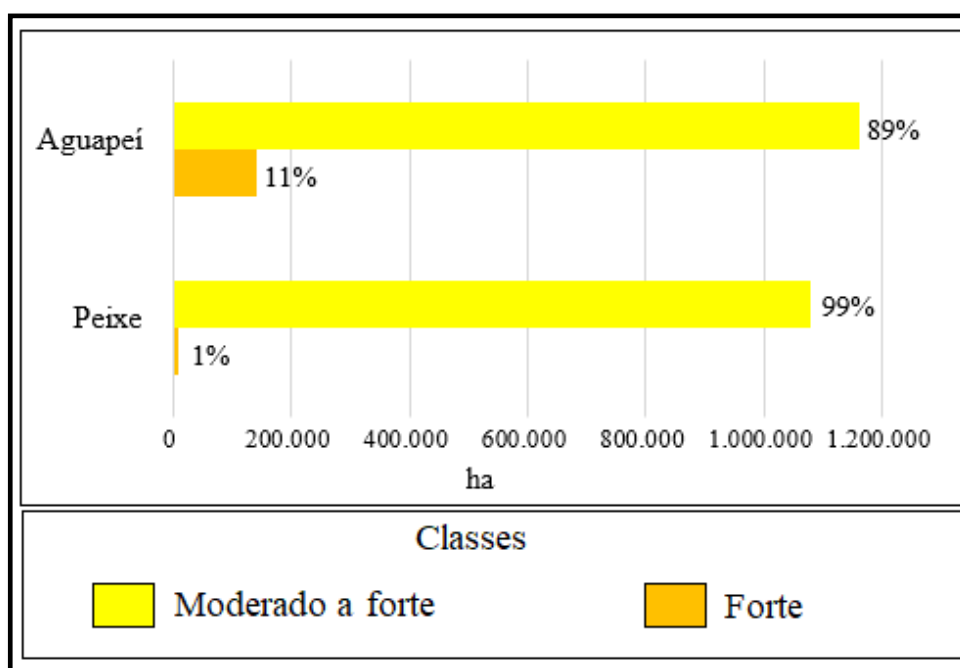
Ao reclassificar a o fator R da área de estudo, de acordo com a proposta de Carvalho (2008), obteve-se apenas as classes Moderada a forte e Forte, em ambas as bacias hidrográficas. Enquanto na BH do rio Aguapeí a classe Moderada a forte foi de 89%, na do Peixe este valor chegou a 99%, sendo assim, a classe Forte representou percentuais de apenas 11% (Aguapeí) e 1% (Peixe).

**Figura 42-** Erosividade nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fonte: CARVALHO (2008)  
Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

**Gráfico 18-** Distribuição das classes de erosividade nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



**Fonte:** CARVALHO (2008)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

Os resultados demonstrados expressam a homogeneidade da erosividade, uma vez que a classe Moderada a forte abrange todos os compartimentos da área de estudo. Esta classe apresentou valores de R entre 6.067 a 7.357 MJ mm h<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. A classe Forte se restringiu a uma pequena área no extremo leste das BH, com erosividade entre 7.358 a 7.421 MJ mm h<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

No âmbito do estado de São Paulo, Santa'anna Neto (1995, p. 46) ao avaliar as taxas de erosividade concluiu que:

O Extremo Oeste Paulista, o alto Vale do Rio Paranapanema, a porção meridional da Depressão Periférica, o alto e médio Vale do Ribeira e o Vale do Paraíba do sul, são as áreas que apresentam o menor potencial erosivo do Estado de São Paulo, apresentando índices entre 5.000 a 6.500 MJ mm h<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

Como vimos, a região do Oeste Paulista foi considerada como a de menor potencial erosivo, segundo seu índice R. Os valores apresentados pelo autor acima estão de acordo com a série de dados de chuvas referentes ao período de 1971 a 1993. No presente trabalho, os resultados obtidos por meio do *software* NetErosividade- SP correspondem a média anual de chuvas entre 1960 a 1990, a qual demonstrou valores superiores ao apresentado acima, podendo chegar a 7.421 MJ mm h<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

Em trabalhos mais recentes sobre a erosividade no estado de São Paulo, Teixeira *et al* (2022) e Rossi, Nalon e Kanashiro (2022) destacam valores do fator R predominante entre 4.905 a 7.357 MJ mm h<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para o Oeste Paulista. Neste sentido, Rossi, Nalon e Kanashiro (2022) também reiteram que as BH dos rios Aguapeí e Peixe apresentam pouca variação entre os dados de seus postos pluviométricos, se enquadrando em uma classe consideravelmente uniforme (Moderada a forte). Assim, ressaltamos que os resultados apontados pelas referidas pesquisas estão em consonância com os valores de erosividade que obtivemos para a área de estudo em questão.

## 7.2 Erodibilidade

A erodibilidade consiste na suscetibilidade do solo em sofrer erosão. Este processo conta com a ação integrada da recepção da chuva pelo solo e a resistência deste último à desagregação e transporte de suas partículas (LAL, 1988).

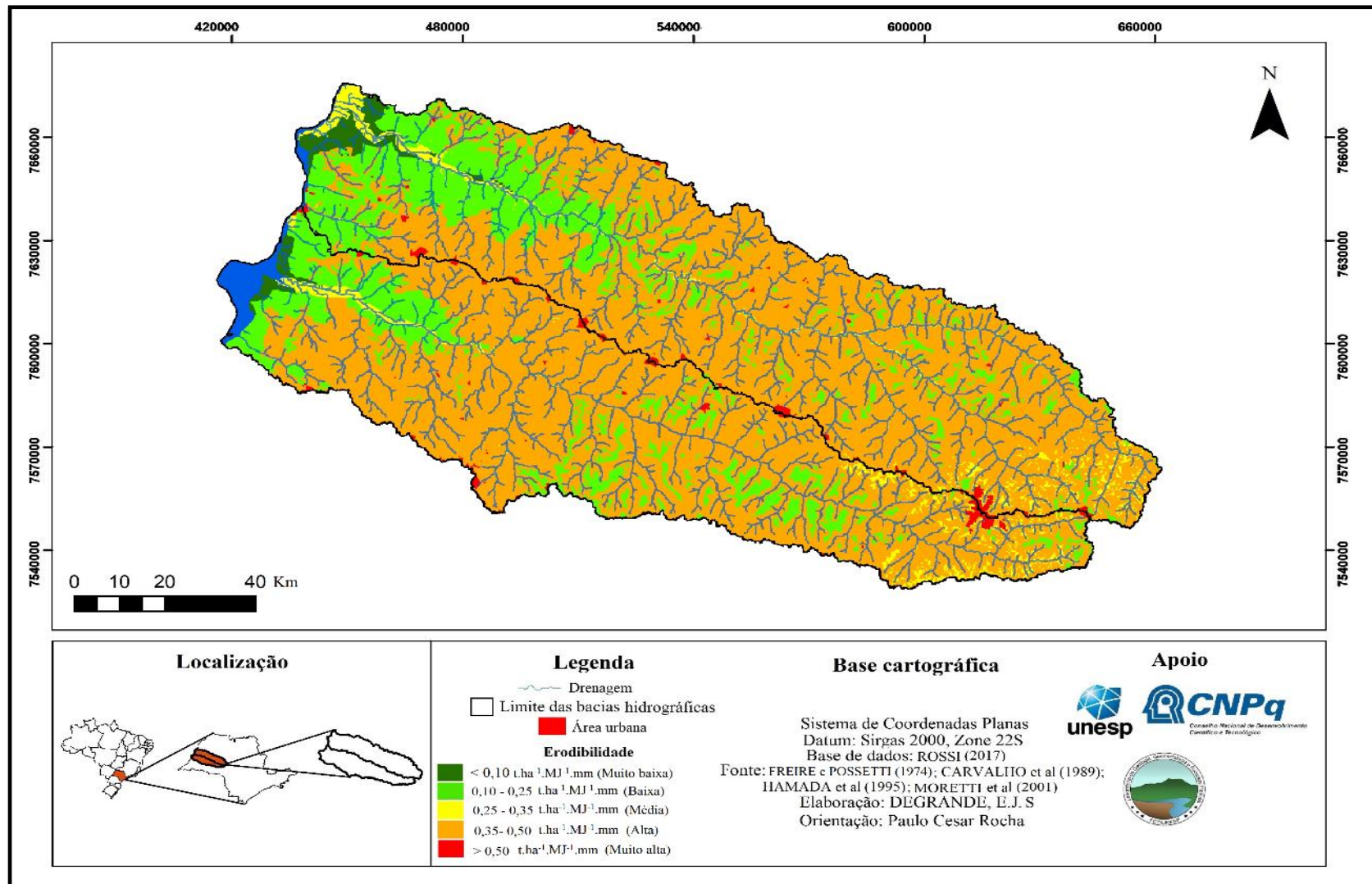
Sendo assim, o solo é considerado o principal elemento natural relacionado a erosão, uma vez que suas propriedades físicas condicionam a maior ou menor resistência aos processos erosivos (SALOMÃO, 1999 e GUERRA e GUERRA, 2015). Neste contexto, Salomão (1999) ressalta os principais aspectos pedológicos associados a erodibilidade como a textura, estrutura, permeabilidade e densidade, além de suas propriedades mineralógicas, biológicas e químicas.

Na área de estudo da presente pesquisa, as taxas do fator K foram de 0,0097 a 0,0425 t.ha<sup>-1</sup>.MJ<sup>-1</sup>.mm. De acordo com a proposição de Freire e Possetti (1974), identificou-se nas bacias hidrográficas em questão as seguintes classes de erodibilidade: Muito baixa, Baixa, Média e Alta, não ocorrendo a classe Muito alta (Figura 43 e Tabela 09).

Com relação a classificação Muito baixa, equivale a apenas 2% da área das BH do rio Aguapeí e a 1% na do rio do Peixe. Seu valor de K é de 0,0097 t.ha<sup>-1</sup>.MJ<sup>-1</sup>.mm que representa os solos do tipo Planossolos, concentrados no extremo oeste da área de estudo.

A área das bacias hidrográficas correspondente a Baixa erodibilidade compreende 20% (Aguapeí) e a 16% (Peixe). Estas estão associadas a presença de Latossolos, que por sua vez, possuem taxa de fator K de 0,0162 t.ha<sup>-1</sup>.MJ<sup>-1</sup>.mm. A localização destes tipos de solos abrange predominantemente o baixo curso, porém também ocorrem em parte de seu médio e alto curso.

**Figura 43-** Erodibilidade dos solos nas bacias hidrográficas dos rios Aguapé e Peixe



**Fontes:** CARVALHO *et al.* (1989); MORETTI (2001) e HAMADA (1995)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

**Tabela 09-** Distribuição das classes de erodibilidade dos solos nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Bacias hidrográficas	Tipos de solos	Erodibilidade ( $t \cdot ha^{-1} MJ^{-1} mm$ )	Classes de erodibilidade	Área (ha)	Percentual (%)
<b>Aguapeí</b>	Planossolos	0,0097	Muito baixa	24.330	2
	Latossolos	0,0162	Baixa	255.685	20
	Neossolos	0,0351	Média	55.795	4
	Gleissolos	0,0361			
	Argissolos	0,0425	Alta	948.251	74
<b>Peixe</b>	Planossolos	0,0097	Muito baixa	10.924	1
	Latossolos	0,0162	Baixa	170.871	16
	Neossolos	0,0351	Média	41.066	4
	Gleissolos	0,0361			
	Argissolos	0,0425	Alta	835.383	79

**Fontes:** FREIRE e PESSOTTI (1974); CARVALHO *et al.* (1989); HAMADA (1995); MORETTI (2001)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

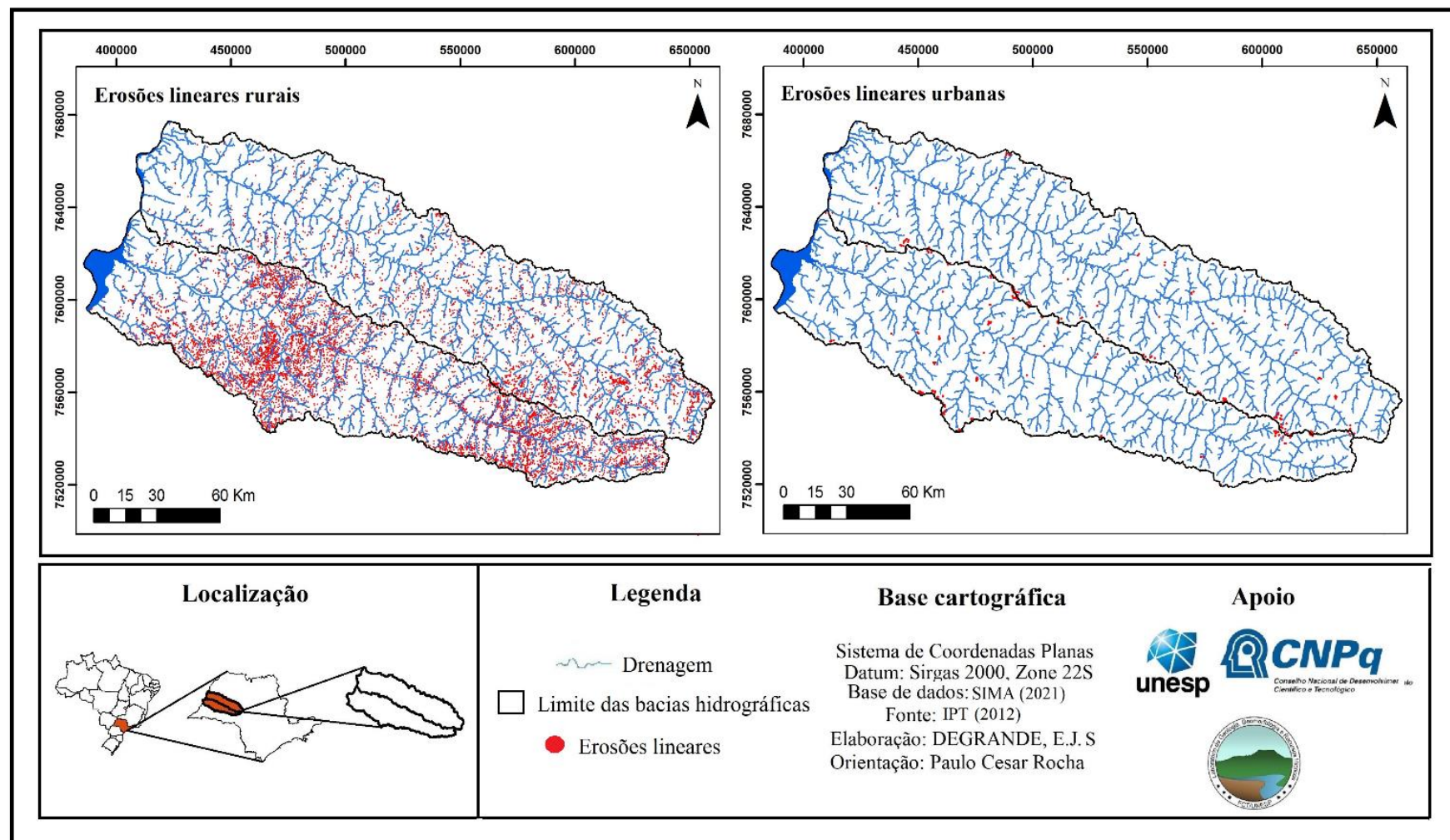
Em ambas as BH a classe Média representou 4% de seu território. Tal classe está situada no oeste da área em questão, sob a influência de Neossolos e Gleissolos que apresentaram taxas referente ao fator K de  $0,0351 t \cdot ha^{-1} \cdot MJ^{-1} \cdot mm$  e  $0,0361 t \cdot ha^{-1} \cdot MJ^{-1} \cdot mm$ , respectivamente.

A classe Alta abarcou majoritariamente o território da área de estudo, ocorrendo em 74% da bacia hidrográfica do rio Aguapeí e em 79% na do Peixe. A presença de Argissolos em todos os compartimentos das BH- com erodibilidade de  $0,0425 t \cdot ha^{-1} \cdot MJ^{-1} \cdot mm$  condicionou o resultado obtido.

O elevado índice de erodibilidade dos solos é corroborada com dados do IPT (2012) sobre a ocorrência de ravinas e voçorocas na área em questão. Portanto, embora no presente capítulo a análise esteja voltada à erosão laminar, ao verificarmos o fator K, apresentamos o estudo do IPT (2012) acerca da distribuição de processos erosivos lineares na área de estudo, com o objetivo de avaliar a relação da erodibilidade com a quantidade de feições erosivas mapeadas em seus respectivos solos.

Na bacia hidrográfica do rio Aguapeí as feições erosivas lineares totalizaram 2.764, sendo 2.624 em áreas rurais e 140 em áreas urbanas. Já na do Peixe foram mapeados 6.990 pontos de erosão, distribuídas entre 6.885 em zonas rurais e 165 em áreas urbanas (Figura 44 e Gráfico 19). Considerando que em todo o estado de São Paulo foram identificados 41.262 pontos erosivos (IPT, 2012), a bacia hidrográfica do rio Aguapeí concentra 7 % das ravinas e voçorocas mapeadas, enquanto na BH do rio do Peixe esse valor chegou a 17 %.

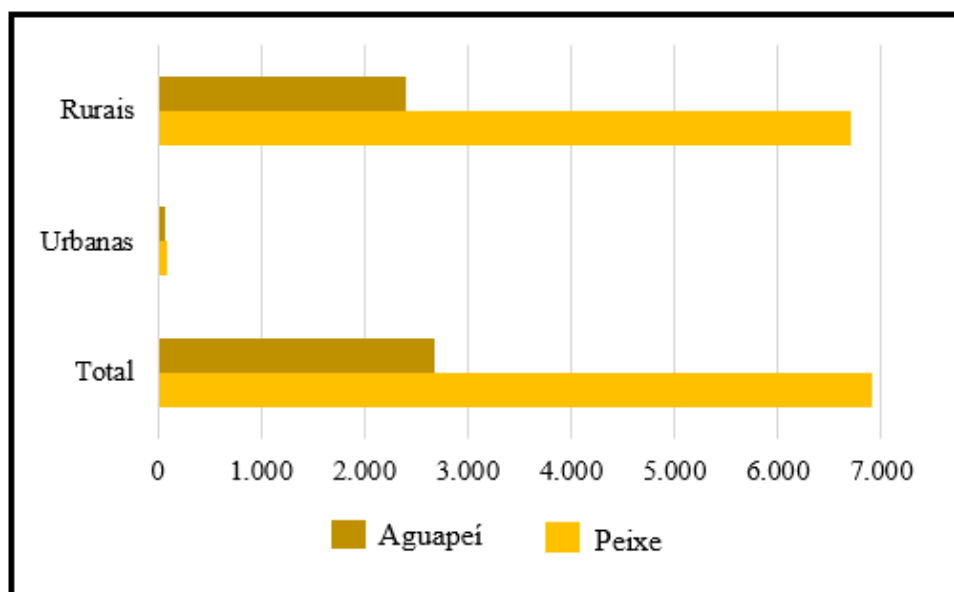
**Figura 44-** Distribuição de erosões lineares entre as áreas rurais e urbanas nas bacias hidrográficas dos rios Aguapé e Peixe



Fonte: IPT (2012)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

**Gráfico 19-** Distribuição de erosões lineares entre as áreas rurais e urbanas nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fonte: IPT (2012)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Segundo o Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH, 2020), as Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos- UGHIs 20 (Aguapeí) e 21 (Peixe) estão entre as áreas com maior número de erosões lineares no estado de São Paulo, com destaque para a BH do rio do Peixe que possui uma média de 65 erosões lineares em 100 km<sup>2</sup>, enquanto a média estadual é de 17 erosões por 100 km<sup>2</sup>.

O referido documento ressalta que os dados contendo o mapeamento dos processos erosivos datam de 2012, portanto, caso não haja medidas para mitigar tal problema ambiental, os processos de ravinamento e voçorocamento podem se agravar com o tempo.

Ao avaliarmos a distribuição das erosões lineares entre os tipos de solos, denota-se a concentração de pontos erosivos em Argissolos, quantificando 2.476 na BH do rio Aguapeí e 6.611 na do Peixe. Este resultado está associado ao fato de esta classe de solos abarcar a maior área das BH, além de possuir o mais elevado índice de fator K da área de estudo (Tabela 10).

**Tabela 10-** Distribuição de erosões lineares entre as classes de solos nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Bacias hidrográficas	Tipos de solos	Erodibilidade ( $t \cdot ha^{-1} MJ^{-1} mm$ )	Quantidade de feições erosivas	Total
Aguapeí	Planossolos	0,0097	6	2.764
	Latosolos	0,0162	180	
	Neossolos	0,0351	80	
	Gleissolos	0,0361	12	
	Argissolos	0,0425	2.486	
Peixe	Planossolos	0,0097	11	6.990
	Latosolos	0,0162	197	
	Neossolos	0,0351	159	
	Gleissolos	0,0361	12	
	Argissolos	0,0425	6.611	

Fontes: CARVALHO *et al.* (1989); HAMADA *et al.* (1995); MORETTI (2001) e IPT (2012)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Em campo, foi possível observar alguns processos erosivos, conforme apresentados na Figura 45 A e B. Sendo assim, na Figura 45 A denota-se a presença de uma voçoroca, situada no médio- Aguapeí, pertencente ao município de Lucélia- SP. Esta feição erosiva está circundada pela cultura canaveira, portanto, sob a influência do processo de mecanização e, consequentemente, compactação do solo. Tal fator tende a aumentar o fluxo do escoamento superficial nesta área, podendo agravar ainda mais o problema ambiental instalado.

**Figura 45-** Identificação de voçorocas nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí (A) e Peixe (B)

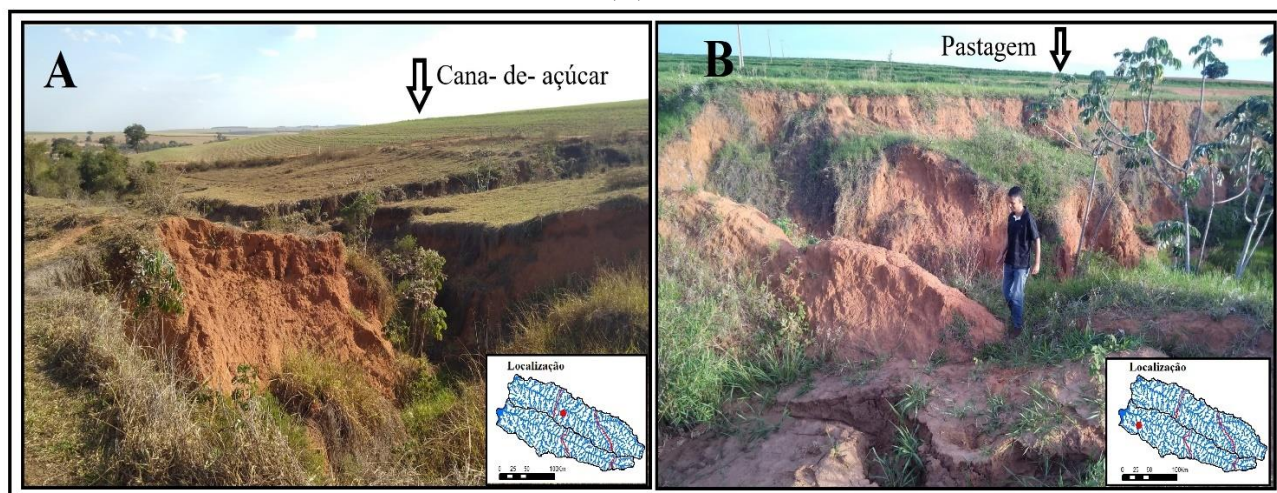


Foto: Arquivo pessoal do autor

Na Figura 45 B, podemos verificar uma voçoroca no médio curso da bacia hidrográfica do rio do Peixe, localizada no município de Presidente Venceslau- SP. No entorno desta erosão linear há uma extensa área destinada a pastagem que está sujeita ao pisoteio animal e conseqüentemente a compactação do solo. Semelhantemente ao que foi observado na Figura 45 A, este processo pode intensificar o escoamento pluvial, colaborando para a evolução desta feição erosiva.

Destarte, a análise da variável erodibilidade expõe o quão suscetíveis as bacias hidrográficas em questão estão quanto a aceleração de processos erosivos, expondo a necessidade imprescindível da conservação dos solos.

### 7.3 Topografia

Este componente da EUPS é representado pelo comprimento de rampa (Fator L) e a declividade (Fator S). De acordo com Fornelo e Neves (2006), o fator L está relacionado a distância entre o ponto da vertente onde se inicia o escoamento superficial ao ponto onde ocorre a deposição de sedimentos, sob a influência da diminuição da declividade, ou ainda, quando a água chega ao canal fluvial.

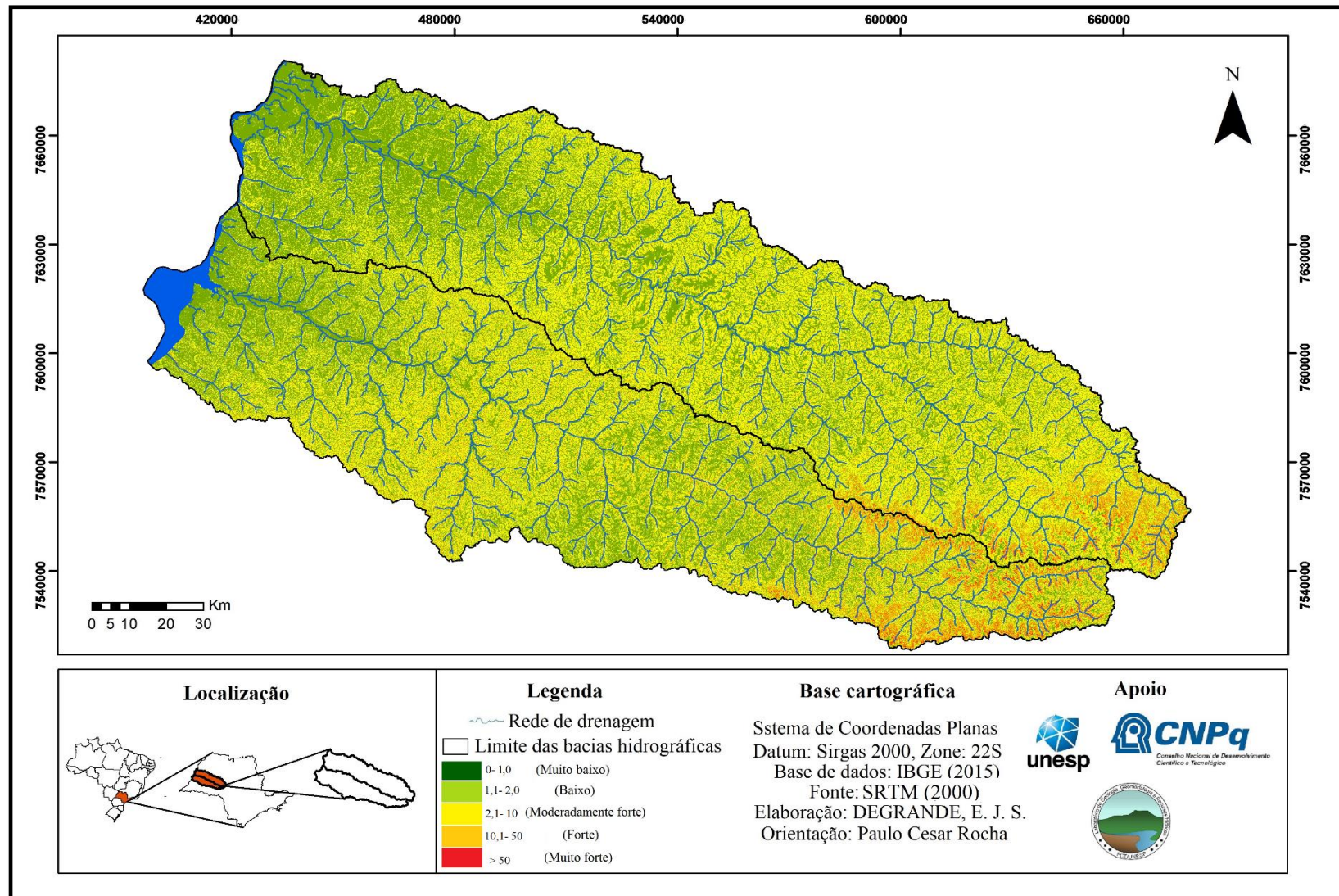
Vertentes com pequenas extensões não possuem grande potencial de transporte de água e sedimentos, após o evento chuvoso, desde o topo até sua base. Já encostas com elevado comprimento, tendem ao aumento progressivo do escoamento superficial “proporcionando maior capacidade de desagregação e transporte de sedimentos” (REIS *et al.*, 2020, p. 1).

Quanto ao fator S, é a alternância de declives ao longo da encosta, que por sua vez, está relacionada a energia necessária para o transporte de sedimentos ao longo das vertentes (FORNELO e NEVES, 2006 e REIS *et al.*, 2020). Sendo assim, elevados índices de declividade correspondem a maior capacidade do fluxo em promover a erosão dos solos (REIS *et al.*, 2020).

Para compreender a influência da topografia no processo de erosão hídrica dos solos, os elementos L e S são analisados conjuntamente (WISCHMEIER e SMITH, 1978). Neste sentido, Bertoni e Lombardi Neto (2005, p. 55-56) reiteram a importância da análise integrada destes componentes do relevo pois “o tamanho e a quantidade de material em suspensão arrastado pela água dependem da velocidade com que ela escorre e, essa velocidade, é uma resultante do comprimento do lançante e do grau de declive do terreno”.

Na área de estudo o fator topográfico foi classificado em 5 classes: 0,1 (Muito baixo), 2 (Baixo), 10 (Moderadamente forte), 50 (Forte) e > 50 (Muito forte) (Figura 46 e Gráfico 20).

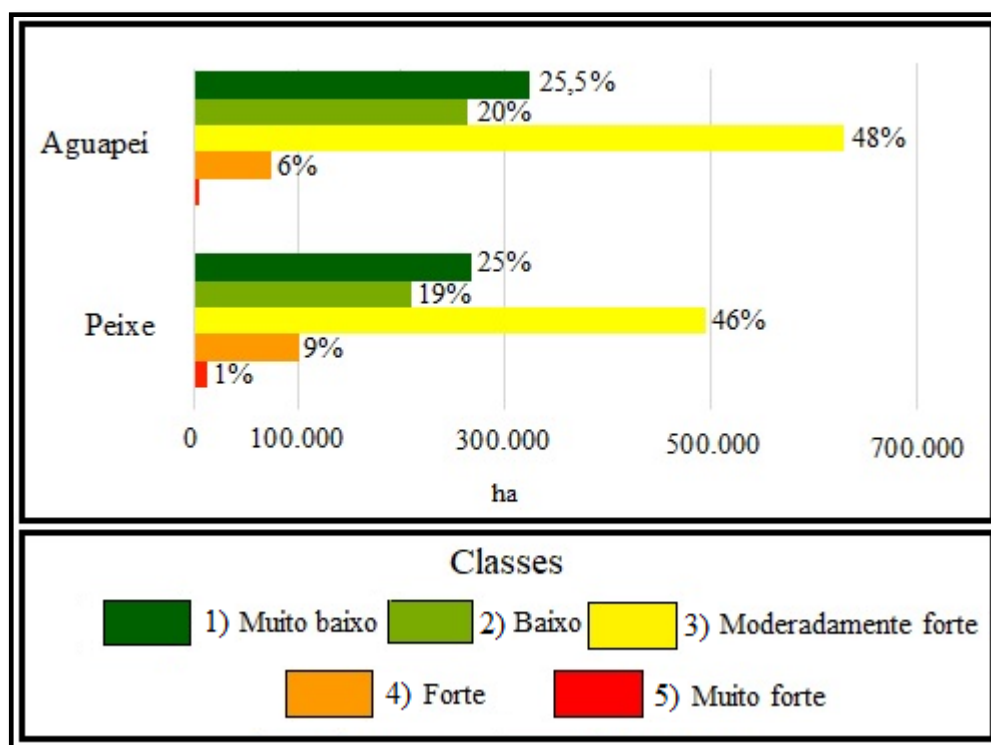
**Figura 46** – Fator topográfico (LS) nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



**Fontes:** SRTM (2000) e FORNELOS e NEVES (2006) (Adaptado)

**Elaboração:** DEGRANDE, E.J.S

**Gráfico 20**– Classes do fator topográfico (LS) nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fontes: SRTM (2000) e FORNELOS e NEVES (2006) (Adaptado)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

A classe Moderadamente forte se destacou por corresponder a 48% do território da BH do rio Aguapeí, e 46% no do rio do Peixe. Sua distribuição nas bacias hidrográficas abrange desde o alto ao baixo curso.

Com relação as classes Forte e Muito forte, estão associadas as maiores taxas de declividade e comprimento de rampa, cuja área se concentra, essencialmente, no alto curso das bacias hidrográficas. Em contrapartida, a classe Muito baixo e Baixo presente, sobretudo, entre o médio- baixo curso corresponde as menores taxas de declividade e comprimento de rampa.

#### 7.4 Uso e manejo do solo e Práticas conservacionista

Os fatores C e P estão atrelados ao mapeamento do uso e cobertura da terra na área de estudo, conforme já apresentado no item 4.5. Segundo Salomão (1999), o fator C corresponde a relação entre o solo erodido de um terreno, sob condições determinadas de cultivo e as perdas de solo quando o terreno se apresenta descoberto.

No que tange ao fator P, consiste na relação entre as perdas de solo pelo processo erosivo de um terreno com determinada prática conservacionista e as referidas perdas quando a cultura se encontra no sentido do declive (SALOMÃO, 1999 e CARVALHO, 2008).

De acordo com Bertol, Schick e Batistela (2001), os valores dos fatores C e P vão de 0 a 1, sendo aqueles próximos a 0, solos bem protegidos, por outro lado, índices que se aproximam- ou igual- a 1, indicam solos com pouca ou sem nenhuma proteção. Na área objeto de estudo, o valor 0, tanto para C quanto para P, corresponde aos corpos d'água, cuja superfície não contribui diretamente para a perda de solos por erosão laminar. Considerando esta questão, a cobertura florestal foi a classe de uso e cobertura da terra com menor suscetibilidade à perda de solos visto que possui fator C igual a 0,001 e práticas conservacionistas equivalente a 0 (Tabela 11).

A eficiência da cobertura florestal na proteção dos solos está ligada a densidade de sua vegetação, assim, quanto maior sua densidade, menores são os efeitos degenerativos provocados pelo processo erosivo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999).

Nas bacias hidrográficas em questão, a cobertura florestal se restringe, sobretudo, a uma pequena área entre o médio- baixo curso, sob a proteção dos Parques Estaduais dos rios Aguapeí e Peixe. Destarte, ressalta- se que a legislação ambiental tem executado papel substancial no aumento territorial da sobrecitada classe de cobertura vegetal e seus valores de C (0,001) e P (0) correspondentes, uma vez que seu percentual ascendeu de 8,9% para 14,4% entre 2002 e 2019 na BH do rio Aguapeí e, no mesmo período, de 6% para 11% na do Peixe.

Embora a o fator C 0,01 atrelado a práticas conservacionistas correspondentes a 0,5 (pastagem) tenha sofrido diminuição em sua área, ou seja, se 64,6% em 2002 para 37,7% na BH do rio Aguapeí e de 75% (2002) para 44% (2019), no caso da BH do rio do Peixe, esta classe se destacou como a segunda mais abrangente na bacia hidrográfica do rio Aguapeí e a de maior ocorrência na do rio do Peixe.

Tabela 11- Distribuição dos fatores C e P nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe (2002- 2019)

Bacia hidrográfica	Uso da terra e cobertura vegetal	Fator C	Fator P	Área (ha)/ Porcentagem (%)									
				2002		2007		2013		2017		2019	
				ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Aguapeí	Água	0	0	4.502	0,3	4.502	0,3	4.502	0,3	4.502	0,3	4.502	0,3
	Área urbana	0,03	0,5	11.397	1,0	11.397	1,0	11.397	1,0	11.397	1,0	11.397	1,0
	Cobertura florestal	0,001	0	115.953	8,9	72.419	8,5	113.912	8,8	185.169	10,4	215.822	14,4
	Pastagem	0,01	0,5	840.424	64,6	643.915	49,2	539.316	41,5	492.166	44,1	185.957	37,7
	Cana- de- açúcar	0,3	0,5	85.960	6,6	207.153	16	416.095	32	460.903	35,4	473.718	38
	Outras culturas temporárias	0,3	0,5	41.921	3,2	168.201	10	97.581	7,4	44.515	3,3	38.116	4,6
	Solo Exposto	1	1	200.128	15,4	193.361	15	119.090	9	102.577	5,5	313.647	4
Peixe	Água	0	0	19.375	2	19.375	2	19.375	2	19.375	2	19.375	2
	Área urbana	0,03	0,5	9.750	1	9.750	1	9.750	1	9.750	1	9.750	1
	Cobertura florestal	0,001	0	63.086	6	107.189	9	95.453	8,8	102.118	9	135.533	11
	Pastagem	0,01	0,5	796.670	75	738.951	60	554.639	51	473.664	43,5	464.037	44
	Cana- de- açúcar	0,3	0,5	36.544	3,5	92.888	9	197.760	18,2	211.438	19,4	218.411	20
	Outras culturas temporárias	0,3	0,5	321	0,3	8.064	11	71.932	6,3	40.861	10,1	51.802	9
	Solo Exposto	1	1	133.029	12,2	114.254	8	141.122	12,7	232.741	15	190.635	13

Fontes: CARVALHO *et al.* (1989); HAMADA (1995); MORETTI (2001)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

A pastagem também é apontada por autores como Bertoni e Lombardi Neto (1999) como uma classe de uso da terra e cobertura vegetal que contribui para a atenuação de processos erosivos, mesmo com intensidade menor quando comparado a cobertura florestal. Em contrapartida, Araújo, Almeida e Guerra (2013) salientam que um dos principais problemas que afetam estas áreas é o superpastoreio, - pressão demasiada dos animais sobre a cobertura vegetal- comprometendo a qualidade das pastagens e, conseqüentemente, a aceleração da erosão dos solos. No presente trabalho, áreas de pastagens com elevado grau de degradação, foram associadas ao solo exposto.

Valores de 0,03 e 0,5, relativos ao fator C e sua prática conservacionista, respectivamente, estão atrelados a áreas urbanas. Estas equivaleram a 1% do território de ambas as bacias hidrográficas. Seu baixo índice de C está relacionado ao grande grau de impermeabilização dos solos nestas áreas, reduzindo o potencial de perda de solos.

No âmbito das práticas agrícolas, ressalta-se as classes cana- de- açúcar e outras lavouras, as quais quantificaram 0,3 para o fator C e 0,5 para práticas conservacionistas.

Embora a categoria de uso e cobertura da terra correspondente a outras lavouras apresentarem evolução territorial, sua área não expressou percentual significativo nas BH em questão. A exemplo disso, em 2002 seu território equivaleu a 3,2% chegando a 4,6% no ano de 2019, na bacia hidrográfica do rio Aguapeí. Nesta mesma escala temporal, o crescimento da referida classe na BH do rio do Peixe foi de 0,3% a 9%. Diferentemente, a área com cana- de- açúcar que apresentou crescimento exponencial, ou seja, de 6,6% (2002) a 38% (2019) na BH do rio Aguapeí e de 3,5% em 2002 à 20% no ano de 2019, na do rio do Peixe.

A maior taxa dos fatores C e P foi 1, referente ao solo exposto que, como já mencionado, está sob a influência da pastagem com alto grau de degradação, sendo, portanto, as áreas mais suscetíveis a ação erosiva. Esta classe teve comportamento diferenciado entre as bacias hidrográficas, isto porque na do rio Aguapeí houve diminuição percentual, de 15,4% para 4%, entre 2002 a 2019, em contrapartida, na do Peixe denota-se sutil aumento, de 12,2% (2002) para 13% (2019).

O comportamento diferenciado da classe Solo exposto entre as BH pode ser explicado pelo avanço da cana- de- açúcar sobre a pastagem- bem como pastagem degradada. Este processo foi, evidentemente, mais expressivo na bacia hidrográfica do rio Aguapeí, repercutindo na redução da área com solo exposto. Neste sentido, o ligeiro aumento percentual da referida classe na BH do rio do Peixe possui intrínseca relação do predomínio da pastagem em seu território.

## 7.5 Perdas de solos e sedimentos exportados por erosão laminar

A erosão laminar é considerada de difícil identificação e avaliação em razão de este processo causar apenas pequenas variações morfológicas entre os horizontes do perfil dos solos (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999). Em contrapartida, esta ação erosiva é a que mais contribui para a perda de solos no Brasil (LEPSH, 2013).

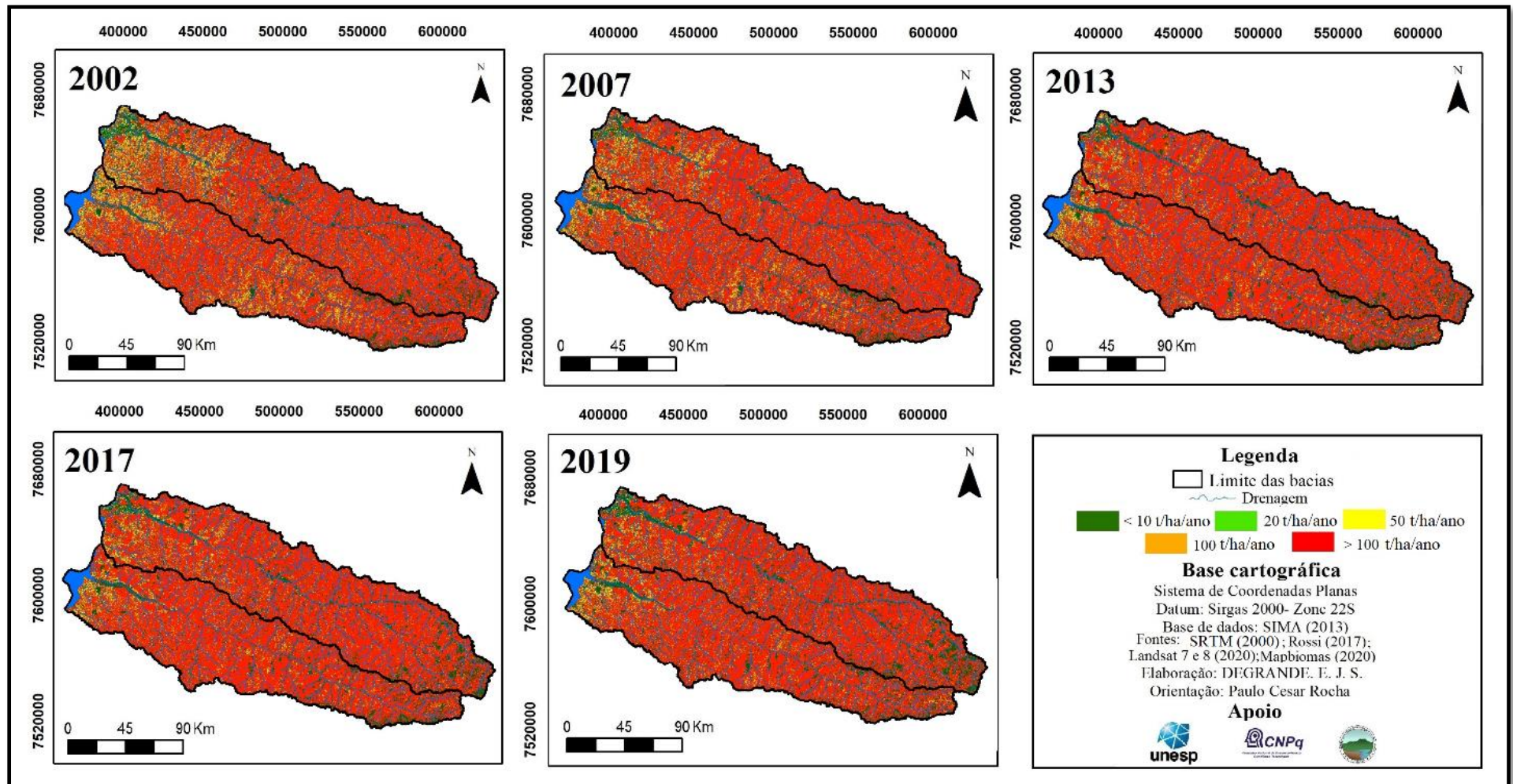
Nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe, a erosão laminar condicionou perdas de solos entre  $< 10$  t/ha/ano à  $> 100$  t/ha/ano (Figura 47 e Gráfico 21). As classes mais baixas, ou seja  $< 10$  t/ha/ano, se concentraram, mormente, no baixo curso das bacias e estão associadas à presença da cobertura vegetal sobre Latossolos. Ao longo da escala temporal estas áreas evoluíram de 14% (2002) para 17% (2019) na BH do rio Aguapeí e de 12%, em 2002, a 15% no ano de 2019, na bacia hidrográfica do rio do Peixe.

Também no baixo curso se concentraram taxas de perdas de solos entre 20 t/ha/ano e 50 t/ha/ano, compreendendo cobertura florestal em áreas com solos hidromórficos e pastagem em Latossolos, respectivamente.

Não obstante, mais de 70% do território das bacias hidrográficas apresentou valores de perdas de solos  $> 100$  t/ha/ano, entre 2002 a 2019. Deste modo, mesmo com as variações ocorridas quanto ao uso da terra e cobertura vegetal, os fatores naturais tiveram maior influência nos dados obtidos. Entre os elementos que contribuíram para este resultado, destacam-se a predominância do fator  $R 7.357 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , que representa erosividade de Moderada a forte, bem como a presença majoritária de Argissolos, com fator  $K$  de 0,0425, estando associada a alta erodibilidade.

Segundo a *Food and Agriculture Organization of United Nation* (FAO, 1965), são toleráveis perdas por erosão de até 12 t/ha/ano em solos bem drenados e profundos e de 2 a 4 t/ha/ano em solos rasos e com baixa permeabilidade. Lombardi Neto (1999), ao analisar a perda de solos no estado de São Paulo, propõe valores toleráveis entre 4,5 à 15 t/ha/ano, de acordo com as propriedades dos solos.

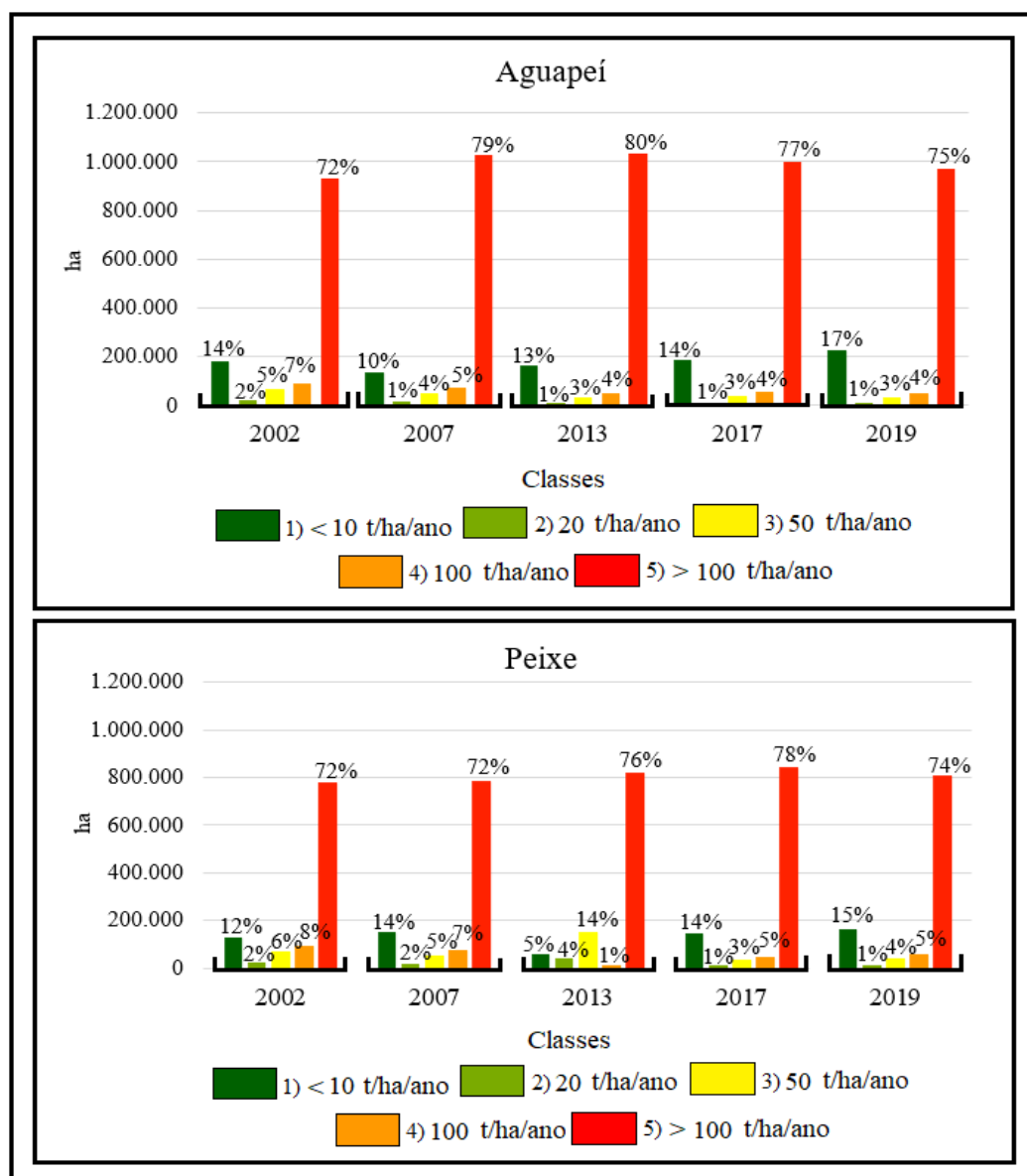
**Figura 47:** Estimativa de perdas de solos por erosão laminar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fontes: SRTM (2000); ROSSI (2017); LANDSAT 7 e 8 (2020) e MAPBIOMAS (2020)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

**Gráfico 21-** Estimativa de perdas de solos por erosão laminar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



**Fontes:** SRTM (2000); ROSSI (2017); LANDSAT 7 e 8 (2020) e MAPBIOMAS (2020)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

Diversos estudos realizados no estado de São Paulo (SALOMÃO, 1994 e CARVALHO *et al.*, 1995) relacionados ao diagnóstico de erosão, tem apontado a região do Oeste Paulista como a de maior incidência a processos erosivos. Do mesmo modo, Guerra e Botelho (2001) destacam a alta suscetibilidade desta região à erosão, associado tanto a alta suscetibilidade natural dos solos a efeitos degenerativos quanto ao uso inadequado da terra. Quando analisado em termos de bacias hidrográficas, Guerra e Botelho (2001) *apud* Kertzman *et al.* (1995) destacam as dos rios Aguapeí, Peixe e Santo Anastácio como as mais críticas.

Trabalhos realizados por Ferreira (2019) e Pereira (2021), tendo como objeto de estudo as BH dos rios Aguapeí e Peixe, respectivamente, apontaram para elevados índices de perdas de solos. Outrossim, ao estimar a perda de solos por erosão laminar na bacia hidrográfica do rio Aguapeí, Ferreira (2019) destaca que 59% de sua área está acima de 100 t/ha/ano.

Pereira (2021), por sua vez, ao estudar os processos erosivos na BH do rio do Peixe, estima que 67% de seu território possui perda de solos acima de 100 t/ha/ano. Os resultados apresentados pelos referidos autores reiteram a alta suscetibilidade à processos erosivos na área de estudo.

Diante do exposto, os valores para perdas de solos aqui apresentados estão extremamente acima daqueles recomendados pela literatura. Além da diminuição da produtividade dos solos, gerando grande impacto econômico ao setor agropecuário, a erosão laminar acima do estabelecido pode afetar a qualidade das águas superficiais. Neste sentido, segundo Stevaux e Latrubesse (2017), a supressão da cobertura vegetal original e sua substituição por outras formas de uso promove a instabilidade do sistema ambiental, podendo acelerar o processo erosivo e o consequente aumento de sedimentos à rede de drenagem.

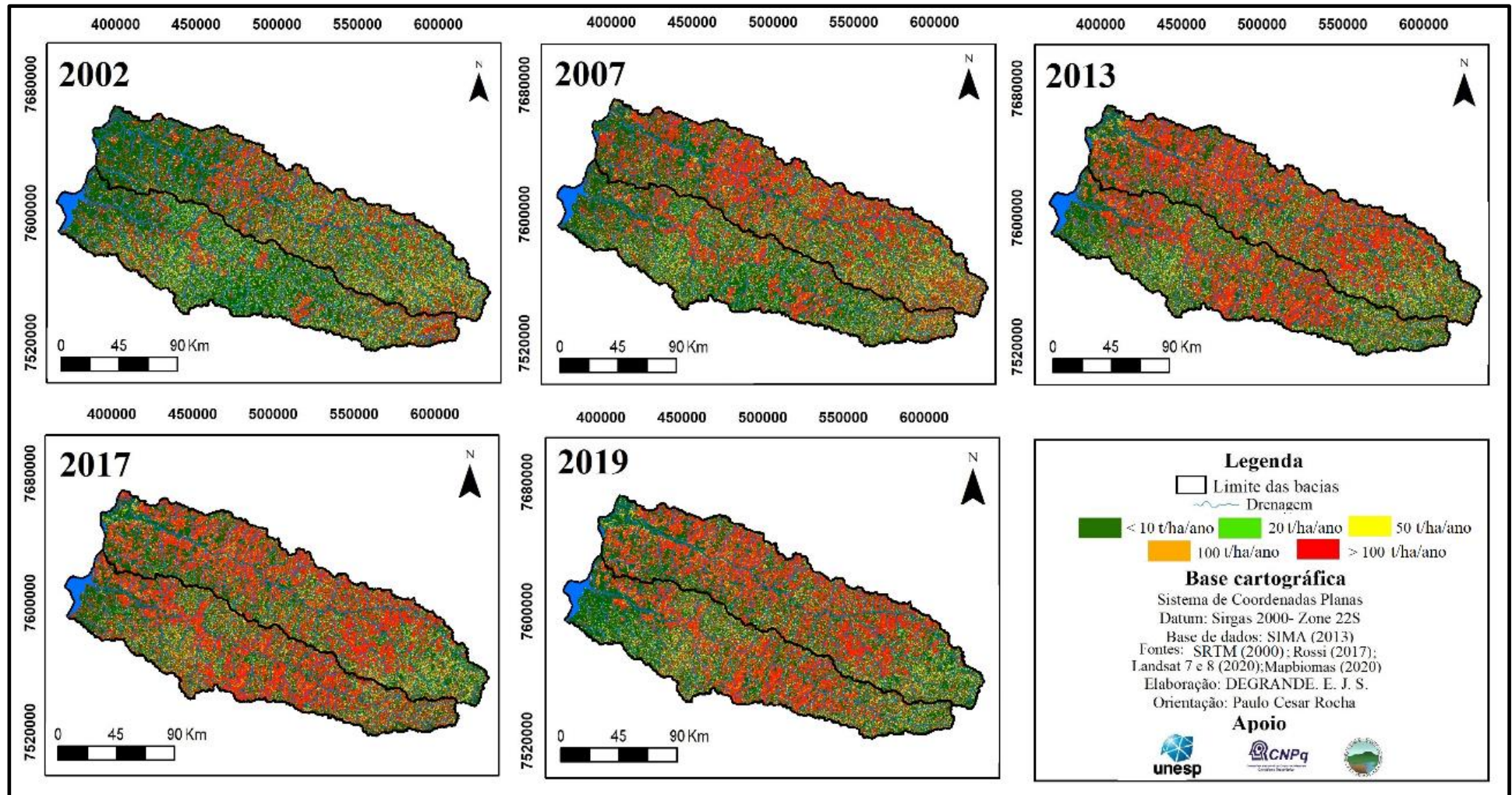
Dentre os diversos problemas ocasionados pelo transporte de sedimentos no sentido encosta- canal fluvial por erosão acelerada, podemos elencar o assoreamento, principalmente em canais de menor ordem, os quais perdem grande parte de sua capacidade de transporte (STEVAUX e LATRUBESSE, 2017). Outro impacto adverso é o aumento da carga suspensa dos rios que pode encarecer ou até mesmo tornar inviável o abastecimento público por meio do uso da água fluvial (CARVALHO, 2008 e STEVAUX e LATRUBESSE, 2017).

Cabe salientar, ainda, que quando os sedimentos transportados para os cursos hídricos são provenientes de áreas agrícolas, estão sujeitas ao uso de agroquímicos, podendo tornar as águas superficiais suscetíveis à contaminação, conforme veremos no capítulo 8.

Na área de estudo, os sedimentos que chegam até o rio foram denominados sedimentos exportados. Dentre suas classes, as que mais se destacaram foram as 1 e 5, que estão atreladas, respectivamente, aos valores < 10 t/ha/ano e acima de 100 t/ha/ano (Figura 48 e Gráfico 22).

Quanto a classe 1, houve redução percentual ao longo do tempo de 48% em 2002 para 40% no ano de 2019, na BH do rio Aguapeí, e de 53% (2002) para 44% (2019) na bacia hidrográfica do rio do Peixe. Por outro lado, a classe 5 obteve crescimento na escala temporal, uma vez que na BH do rio Aguapeí o acréscimo foi de 24% a 38% entre 2002 e 2019, já na do Peixe o aumento foi de 18% a 30% no mesmo período.

**Figura 48:** Estimativa de sedimentos exportados por erosão laminar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fontes: SRTM (2000); ROSSI (2017); LANDSAT 7 e 8 (2020) e MAPBIOMAS (2020)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

**Gráfico 22-** Estimativa de sedimentos exportados por erosão laminar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fontes: SRTM (2000); ROSSI (2017); LANDSAT 7 e 8 (2020) e MAPBIOMAS (2020)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

No que concerne a distribuição das classes sobrecitadas, observa-se que a classe 1 se concentra na região do baixo curso das BH, sob a influência da cobertura florestal em todos os anos, porém, a classe 5 apresentou significativa evolução, pois em 2002, sua localização no médio curso das bacias hidrográficas era preponderante, havendo nos anos subsequentes, expansão para os demais compartimentos, bem como o adensamento de suas áreas. Já as classes 2, 3 e 4 não demonstraram alterações significativas ao longo do período analisado, estando distribuídas entre o alto, médio e baixo curso das bacias hidrográficas.

Dado os impactos deletérios sociais, econômicos e ambientais associados a erosão dos solos, é imprescindível ações mais efetivas no âmbito de mitigação dos processos erosivos. No estado de São Paulo, a Lei nº 7.663 de 30 de dezembro de 1991, que institui a Política Estadual de Recursos Hídricos, esclarece em seu Artigo 4 parágrafo VII a “prevenção da erosão do solo nas áreas urbanas e rurais, com vistas à proteção contra a poluição física e o assoreamento dos corpos d’água” (SÃO PAULO, 1991 [s. p]).

Apesar da preservação do solo e da água estarem previstos na legislação, o Plano Estadual de Recursos Hídricos- PERH (2020) reconhece a gravidade da questão da erosão e assoreamento entre as UGRHIs paulistas, visto que é um problema recorrente. Sendo assim, o referido documento expõe que:

O controle de processos erosivos é parte integrante da gestão dos recursos hídricos e possui especial relevância no estado de São Paulo, onde a maior parte do território apresenta elevada suscetibilidade natural à erosão devido às suas características geológicas e pedológicas (PLANO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS 2020, p.165).

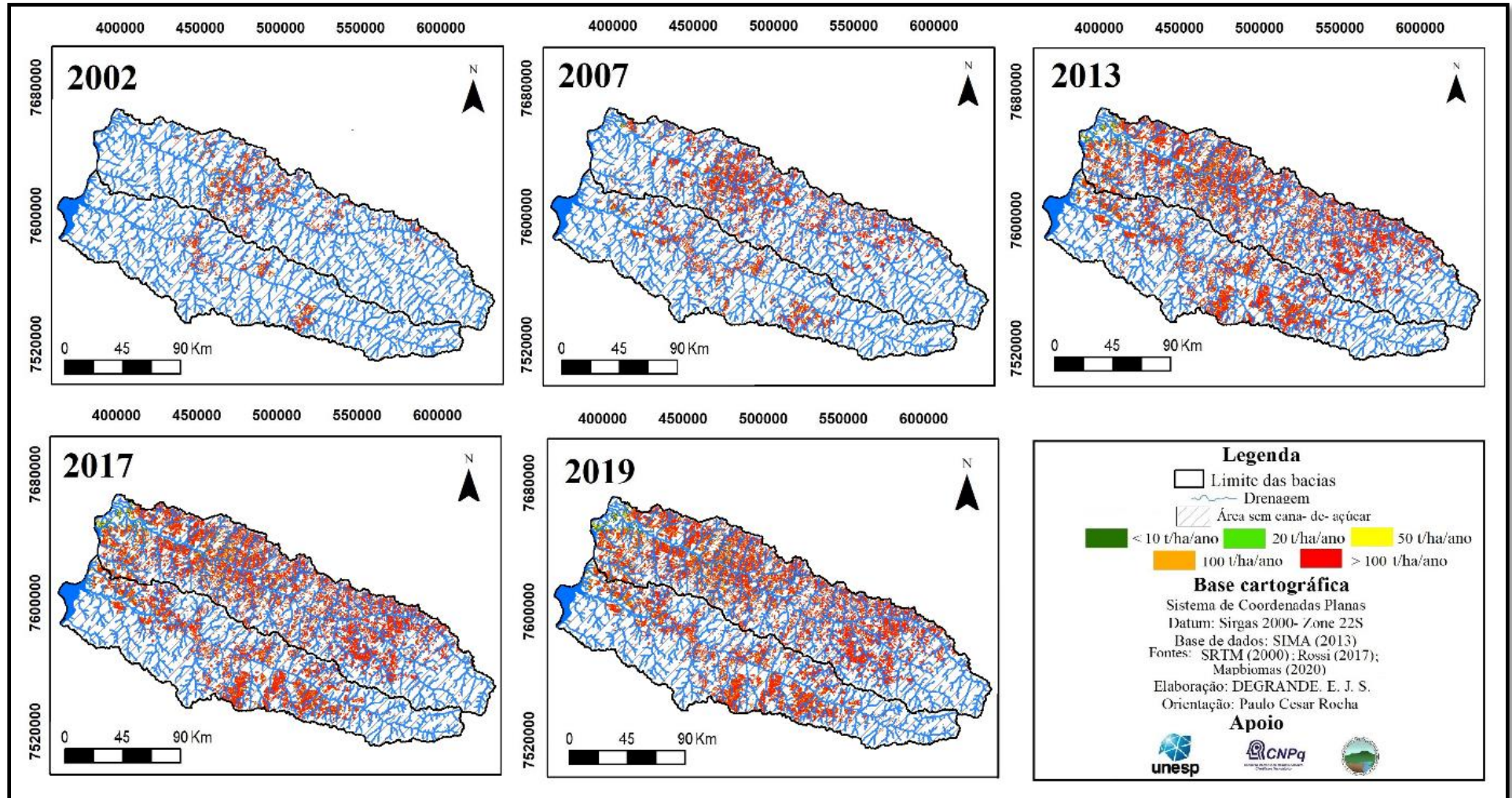
Embora o PERH (2020) inclua a questão do controle à erosão como um dos objetivos da gestão dos recursos hídricos, o mesmo salienta a inexistência de um Plano de Controle de Processos Erosivos e de Assoreamento a nível estadual, sobretudo para a região do Oeste Paulista que mais tem sofrido com os processos erosivos.

### **7.5.1 Sedimentos exportados em áreas com cana- de- açúcar**

A contribuição de áreas com cana- de- açúcar para a exportação de sedimentos se mostrou progressiva. Este fato está atrelado a própria expansão que a cultura canavieira obteve ao longo dos anos. Assim, a classe 5- < 100 t/ha/ano- foi a mais representativa, com valores acima de 80% em todos os anos (Figura 49 e Gráfico 23).

Ressalta- se que a distribuição percentual entre as classes está relacionada a área total com cana- de- açúcar em cada ano, portanto, em 2002 o valor de 84% da classe 5 na bacia hidrográfica do rio Aguapeí correspondeu a 71.958 ha, enquanto este mesmo percentual representou 393.633 ha em 2019. Quanto a BH do rio do Peixe o percentual da classe 5 foi de 87% (31.807 ha) em 2002, passando a equivaler 84 %, ou seja, 183.032 ha, no ano de 2019. Sendo assim, mesmo com a diminuição percentual, sua área total teve crescimento constante entre o período analisado.

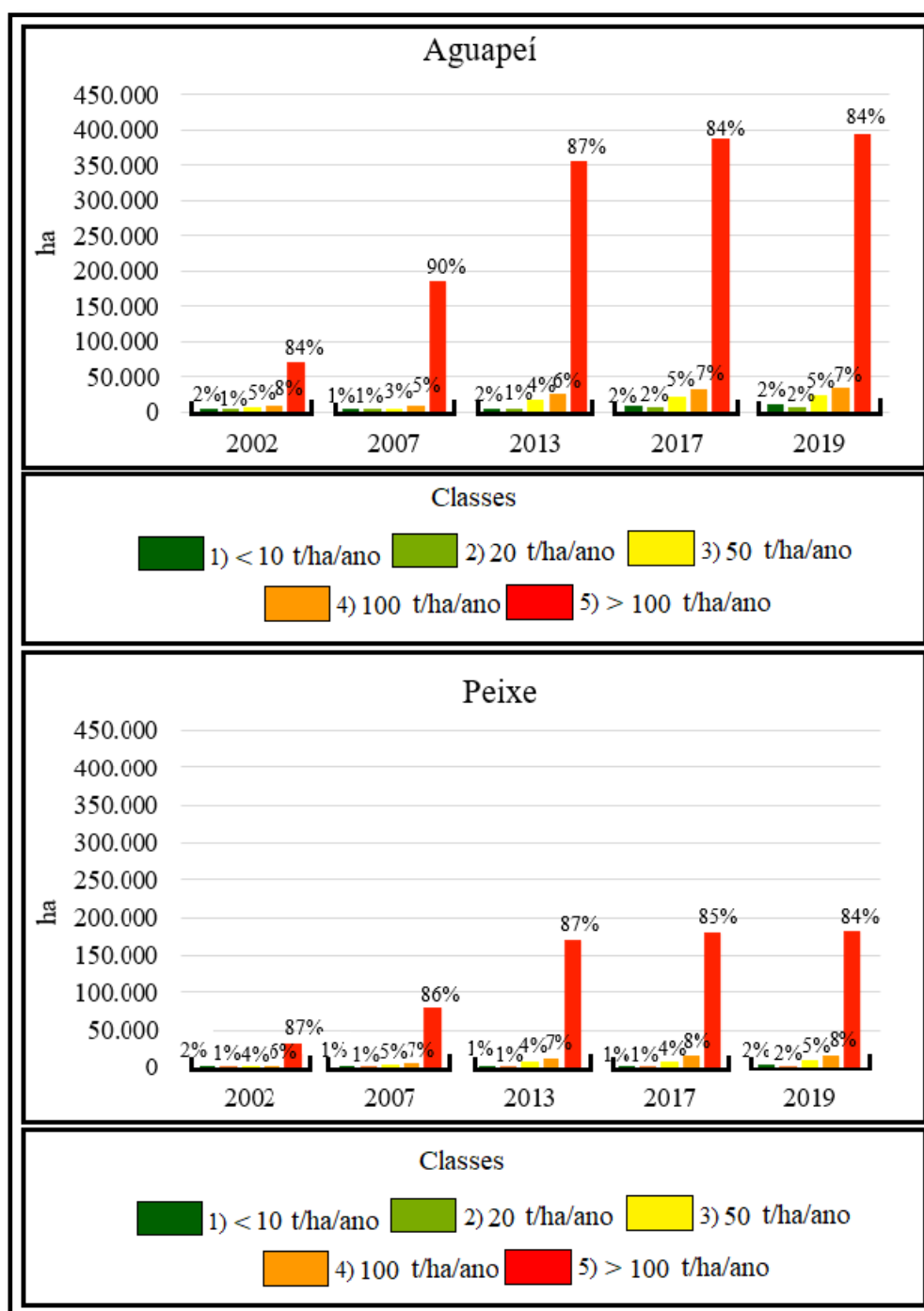
**Figura 49:** Estimativa de sedimentos exportados por erosão laminar em áreas com cana-de-açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fontes: SRTM (2000); ROSSI (2017) e MAPBIOMAS (2020)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

**Gráfico 23-** Estimativa de sedimentos exportados por erosão laminar em áreas com cana-de-açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



**Fontes:** SRTM (2000); ROSSI (2017) e MAPBIOMAS (2020)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

Em ambas as BH as classes 1, 2, 3 e 4 demonstraram percentuais pouco expressivos, não ultrapassando 8%, o que reforça a importância da classe 5 e, ao mesmo tempo, demonstra o quanto a cultura canieira, sobretudo em áreas naturalmente suscetíveis, auxilia no processo de exportação de sedimentos oriundos da erosão laminar.

A partir destes dados, realizou-se algumas observações por meio de imagens de satélite (referente aos anos de 2014 e 2021<sup>23</sup>) onde foi possível identificar uma área marcada por intensa exportação de sedimentos, situada no baixo curso da bacia hidrográfica do rio do Peixe (Figura 50). Nesta área, se encontra um afluente da margem esquerda do rio do Peixe sujeito ao processo de assoreamento de seu canal.

Ao delinear o perfil transversal (A-B) denotou-se a contribuição da vertente esquerda (A) do afluente na manutenção do transporte de sedimentos no sentido encosta-canal fluvial uma vez que esta apresenta feições associadas a erosão laminar, distribuídas desde o topo da encosta até sua área mais à jusante. Já na base desta vertente, também observou-se processos mais incisivos, caracterizando a erosão linear. Embora esta última forma degradacional não esteja atrelada ao objetivo principal da nossa pesquisa, salienta-se que sua presença indica a aceleração erosiva no local avaliado.

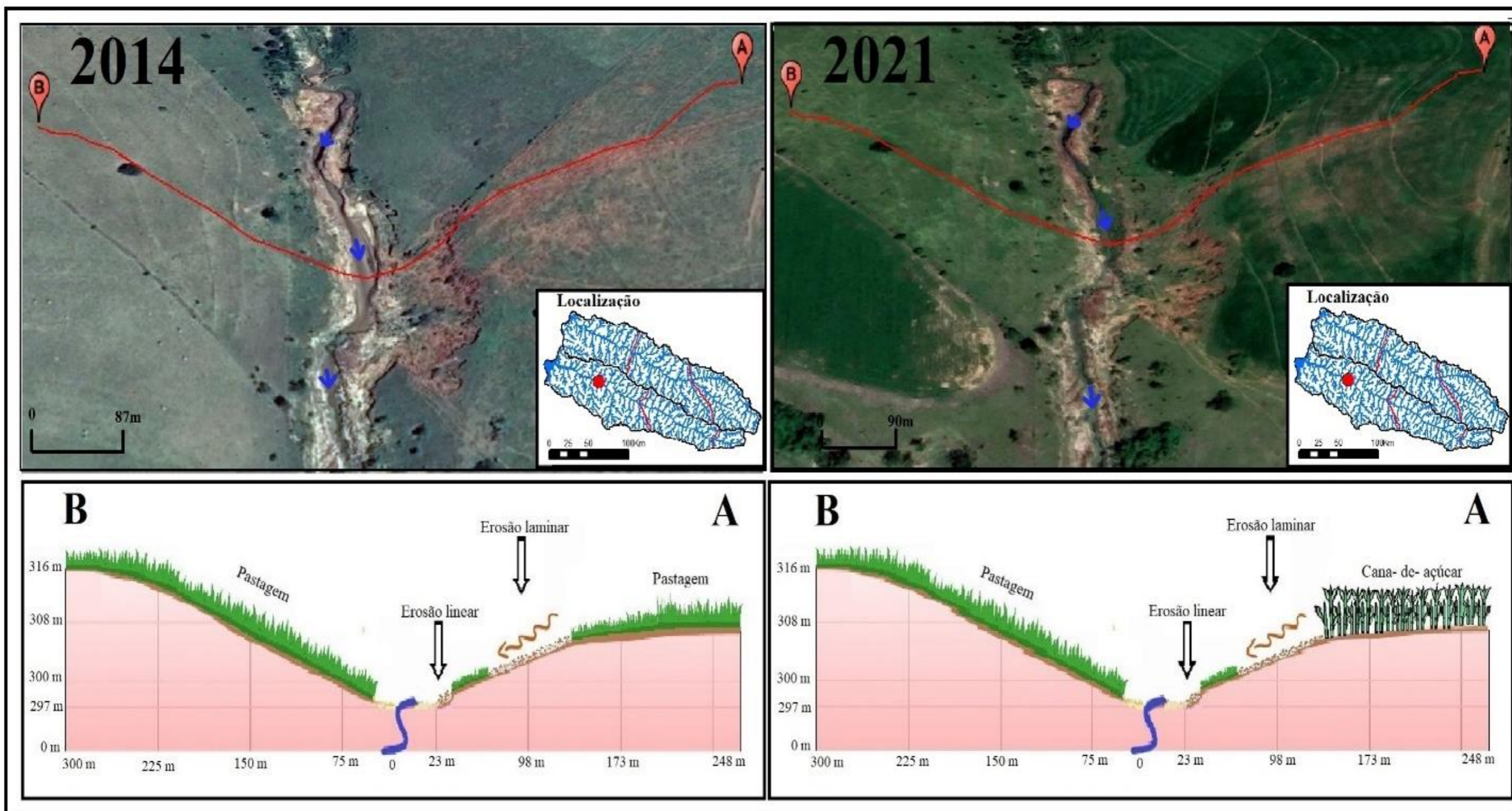
O processo de exportação de sedimentos ao referido afluente é anterior a expansão da cana-de-açúcar nesta área, quando predominava a pastagem, como por exemplo, no ano de 2014 (Figura 50). Deste modo, o transporte de sedimentos pode estar associado a supressão da vegetação natural da área intrínseco a sua própria suscetibilidade natural à erosão. Uma vez dominado pela pastagem, os efeitos degenerativos tendem a aumentar, sobretudo quando seu manejo não prevê práticas conservacionistas.

Ao ser ocupada pela cana-de-açúcar, a vertente esquerda manteve a exportação de sedimentos ao afluente em questão, conforme verificado na Figura 50, referente ao ano de 2021, entretanto, a presença canavieira e seu conseqüente uso de agrotóxicos pode alterar substancialmente a qualidade dos sedimentos, pois estão sujeitos a contaminação. Sendo assim, para além da questão do assoreamento do rio e o aumento em sua carga de sedimentos suspensos, este curso hídrico está suscetível à contaminação por agrotóxicos oriundos da cultura canavieira.

---

<sup>23</sup> A escolha destes anos está relacionada a qualidade das imagens adquiridas do Google Earth, assim, não foi possível analisar a situação ambiental desta área anterior a 2014.

**Figura 50-** Área com intensa exportação de sedimentos situada no baixo curso da bacia hidrográfica do rio do Peixe



Fonte: GOOGLE EARTH (2021)  
Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Dado o aumento substancial de processos erosivos nas BH, sobretudo a exportação de sedimentos em áreas com cana- de açúcar, torna- se necessário a análise da contaminação destes sedimentos e, conseqüentemente, do meio ambiente.

Neste contexto, foi avaliado a vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos utilizados na cultura canavieira, na área de estudo. Dentro de uma análise integrada, considerou- se além dos sedimentos exportados, o escoamento superficial, uma vez que este é o principal vetor de transporte tanto de água quanto de sedimentos nas bacias hidrográficas.

## **8 VULNERABILIDADE À CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR AGROTÓXICOS NAS SUBBACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS AGUAPEÍ E PEIXE**

A análise da vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos utilizados na cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas em questão foi realizada por meio da interrelação entre diversos mapas gerados ao longo deste trabalho. Portanto, neste capítulo serão apresentados os seguintes produtos: 1) estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial; 2) estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados; 3) vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos de acordo com o índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana-de-açúcar, e, 4) vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana-de-açúcar.

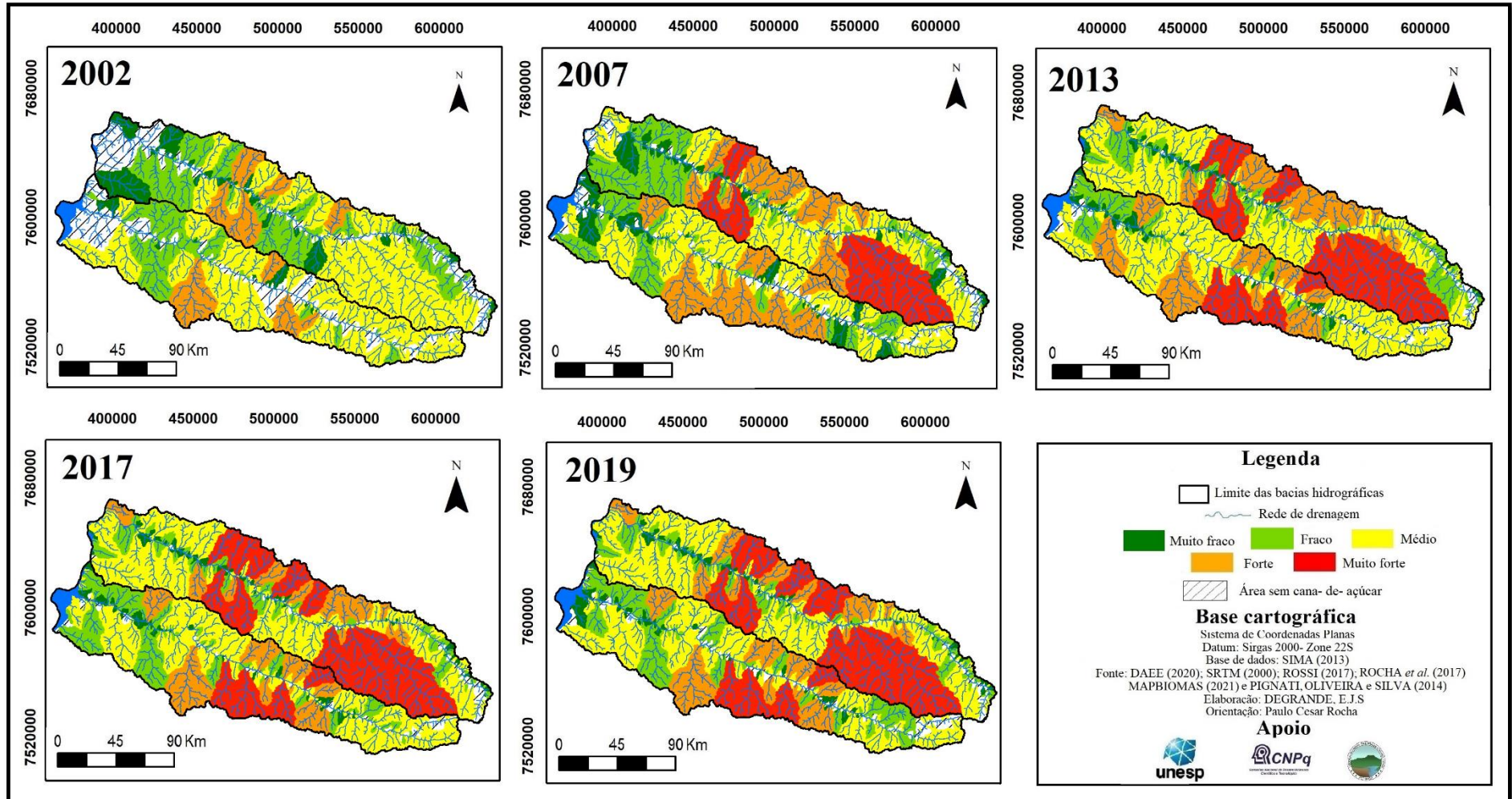
### **8.1 Estimativa à contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial e dos sedimentos exportados**

Uma das principais consequências da utilização de agrotóxicos é a contaminação da água e do solo (OLIVEIRA *et al.*, 2018). De acordo com os aspectos climáticos e das características do agrotóxico utilizado, pode ocorrer o transporte deste produto químico por meio do escoamento superficial, chegando até as cotas mais baixas do relevo (STEFFEN, STEFFEN e ANTONELLI, 2011).

Por conseguinte, os cursos hídricos estão sujeitos à contaminação por agrotóxicos dada em função da conectividade gerada pelo escoamento superficial no sentido vertente- canal fluvial, repercutindo em danos ambientais. Ao estimar a contaminação do escoamento superficial por agrotóxicos utilizados pela monocultura canavieira na área de estudo, foram identificadas cinco classes, a saber: Muito fraca, Fraca, Média, Forte e Muito forte (Figura 51 e Gráfico 24).

Entre as subbacias hidrográficas do rio Aguapeí, as classes Muito fraca, Fraca, Média e Forte, apresentaram decréscimo percentual em suas áreas entre 2002 a 2019, por outro lado, a classe Muito forte manteve sua tendência evolutiva. Nesta última, não ocorreu a presença de subbacias hidrográficas no ano de 2002, portanto, em 2007, 27% do território das subbacias hidrográficas se encontravam na referida classe, evoluindo para 38% em 2019.

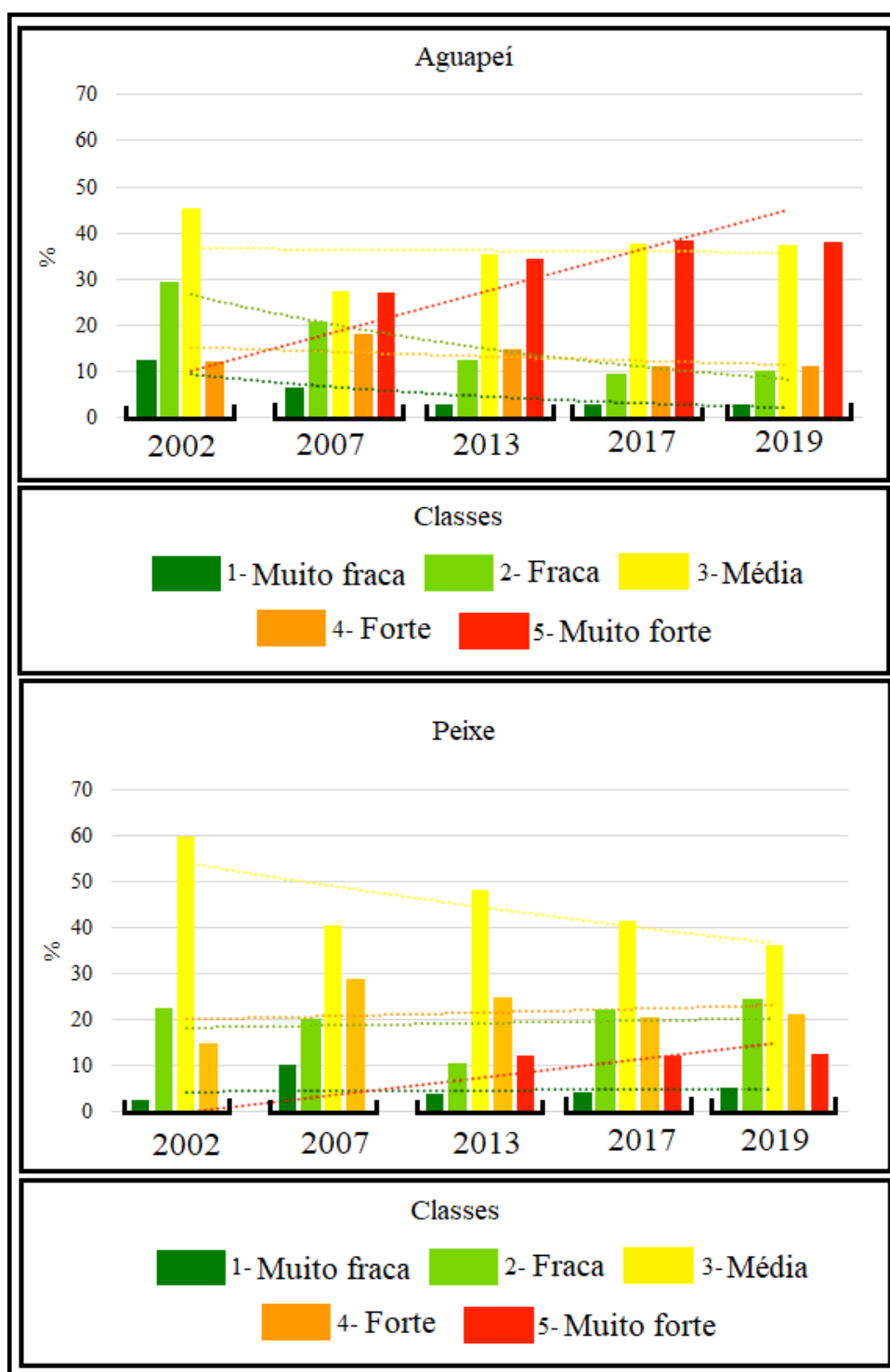
**Figura 51-** Estimativa à contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial, nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



**Fontes:** DAEE (2020); SRTM (2000); ROSSI (2017); PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014) e MAPBIOMAS (2020)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

**Gráfico 24-** Estimativa à contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial, nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



**Fontes:** DAEE (2020); SRTM (2000); ROSSI (2017); PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014) e MAPBIOMAS (2020)






**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

No caso das subbacias hidrográficas do rio do Peixe, suas classes Muito fraca e Fraca apresentaram oscilações ao longo do tempo, embora demonstraram tendência evolutiva. Sendo

assim, a classe Muito fraca cresceu de 3% (2002) para 5% (2019), enquanto a Fraca avançou de 23% (2002) para 25% (2019). Não obstante, a classe Média obteve diminuição percentual de 60% (2002) a 36% (2019), enquanto a classe Forte apresentou tendência evolutiva, ou seja, representando 15% do território das subbacias hidrográficas em 2002 e 21% no ano de 2019. Somente a partir de 2013 foi possível observar subbacias hidrográficas associadas a classe Muito forte, desde então seu valor percentual se manteve constante, com 12%.

A obtenção destes resultados se realizou pela interrelação entre a estimativa de escoamento superficial em áreas com cana- de- açúcar e a estimativa do uso de agrotóxicos por esta cultura. Portanto, de modo geral, a classe Muito fraca, corresponde a áreas onde houve índice de escoamento superficial de até 1.228 mm, inerente ao uso de até 2.808 litros de agrotóxicos. Em contrapartida, áreas enquadradas na classe 5 resultaram da correlação entre escoamento superficial entre 1.523 a 1.554 mm e a utilização superior a 48.007 litros de agrotóxicos (Quadro 36).

**Quadro 36-** Elementos que condicionaram a estimativa a contaminação do escoamento superficial por agrotóxicos utilizados na cultura da cana- de- açúcar, nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

<b>Classes</b>	<b>Estimativa de escoamento superficial em áreas com cana- de- açúcar</b>	<b>Estimativa de uso de agrotóxicos em áreas com cana- de- açúcar</b>
1- Muito fraca 	1.228 mm (Muito fraca)	2.808 L (Muito fraca)
2- Fraca 	1.288 mm (Fraca)	12.793 L (Fraca)
3- Média 	1.310 mm (Média)	23.645 L (Média)
4- Forte 	1.522 mm (Forte)	48.007 L (Forte)
5- Muito forte 	1.554 mm (Muito forte)	> 48.007 L (Muito forte)

Fontes: DAEE (2020); SRTM (2000); ROSSI (2017); PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA e MAPBIOMAS (2020)  
Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Cabe ressaltar que ao sobrepor as informações também houve a interrelação entre classes diferentes, resultando em uma nova classe. A efeito de exemplo, observa-se que a estimativa de escoamento superficial em áreas com cana- de- açúcar manteve tendência com valores de até 1.228 mm (Muito fraca), ao longo da série histórica, concentrada especialmente no baixo curso das BH. Diferentemente, a região do baixo curso foi onde o uso de agrotóxicos

mais cresceu, sobretudo após o ano de 2013, predominando usos de agrotóxicos entre 23.646 a 48.007 litros (Forte) e acima de 48.007 litros (Muito forte). Assim, no processo de sobreposição dos dados, a classe Muito fraca ao se correlacionar com a classe Muito forte, resultou na classe Média, como pode ser observado na Figura 51, sobretudo a partir de 2013 no baixo curso das subbacias hidrográficas do rio Aguapeí.

Esta observação demonstra que mesmo em áreas com menores estimativas de escoamento superficial associado a cana-de-açúcar, a intensificação no uso de agrotóxicos pode repercutir no aumento dos riscos ambientais.

Outro elemento passível de contaminação, consequente do uso de agrotóxicos, são os solos. Uma vez aplicado, os agrotóxicos podem se acumular ao solo. Neste processo, há o risco tanto da interferência à sua biota, quanto ao aumento na suscetibilidade de contaminação das águas superficiais pelo transporte de sedimentos do solo até aos cursos hídricos, dado pela ação do escoamento superficial (ANJUM *et al.*, 2011).

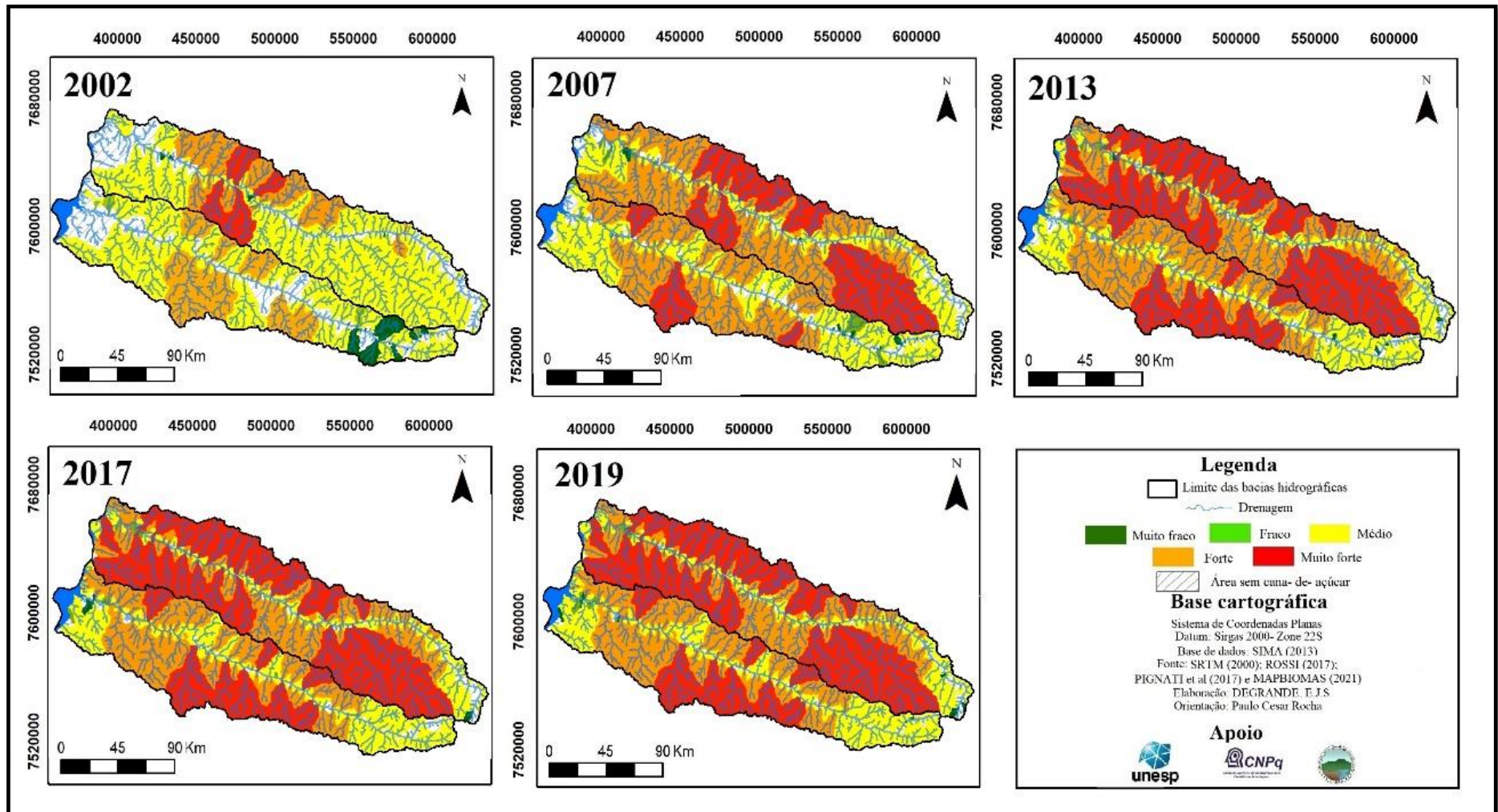
Ao avaliar a contaminação de sedimentos exportados, identificou-se as classes Muito fraca, Fraca, Média, Forte e Muito forte (Figura 52 e Gráfico 25). Com relação as classes Muito fraca e Fraca, foram as de menor expressividade, visto que seu percentual não ultrapassou 1% entre as subbacias hidrográficas do rio Aguapeí e até 6% nas do rio do Peixe.

A classe Média obteve redução ao longo da série temporal, representando 69% da área das subbacias do rio Aguapeí em 2002 e 13% no ano de 2019, já nas do rio do Peixe o percentual foi de 60% (2002) e 32% (2019).

Entre o período analisado, a classe Forte obteve aumento, uma vez que seu percentual quantificou 20% em 2002, chegando a 25% no ano de 2019 nas subbacias hidrográficas do rio Aguapeí, enquanto nas subbacias hidrográficas do rio do Peixe a evolução foi de 32% a 41%.

No que tange a classe Muito forte, observou-se expressivo crescimento, sobretudo nas subbacias hidrográficas do rio Aguapeí, com valores de 11% (2002) e 62% (2019); nas do rio do Peixe esta classe ocorre apenas em 2007, com percentual de 11%, chegando a 25% em 2019.

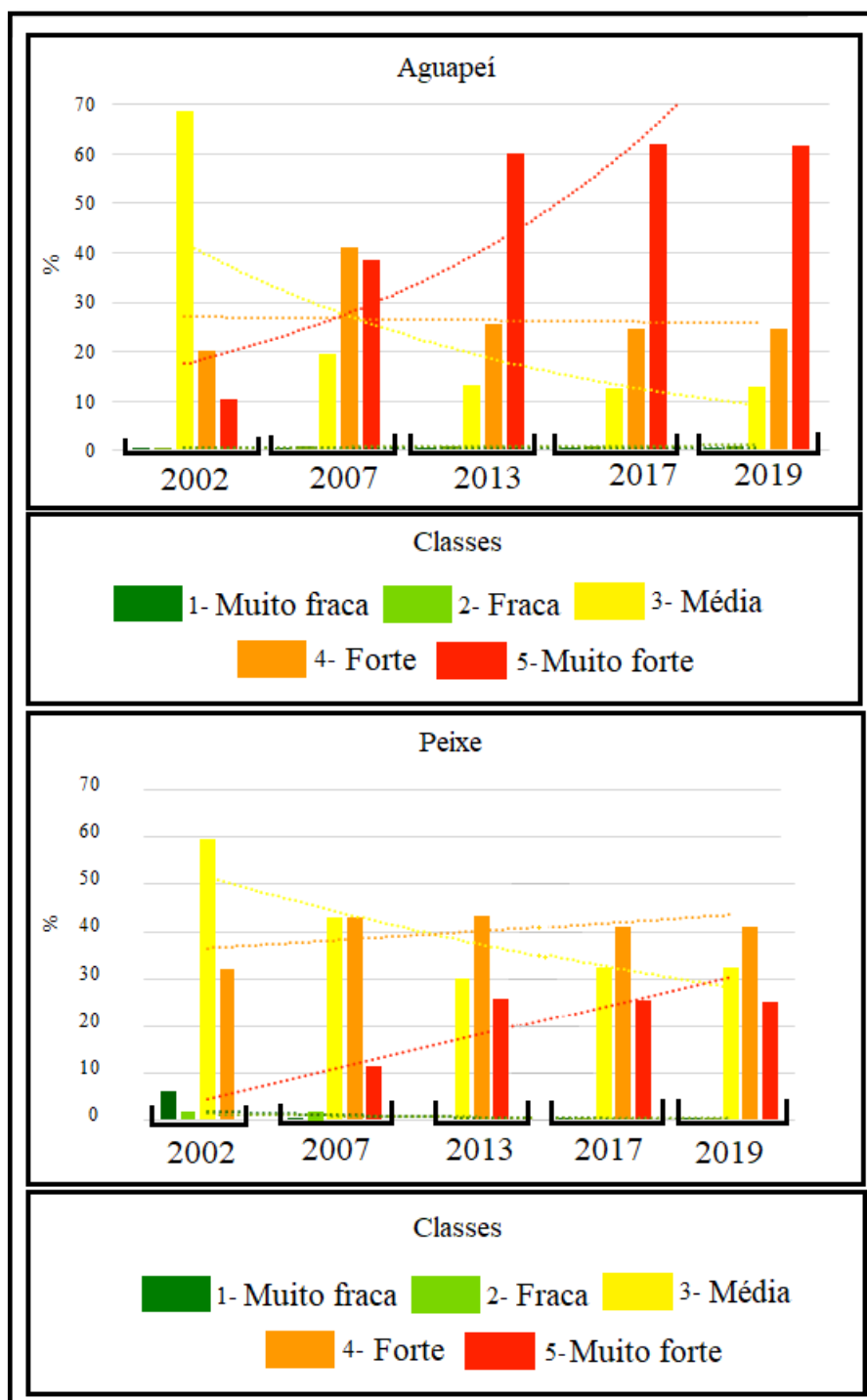
**Figura 52-** Estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



Fontes: SRTM (2000); ROSSI (2017); PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014) e MAPBIOMAS (2020)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

**Gráfico 25-** Estimativa à contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe








**Fontes:** SRTM (2000); ROSSI (2017); PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014) e MAPBIOMAS (2020)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

Os referidos dados são consequência da correlação entre a estimativa de sedimentos exportados em áreas com cana-de-açúcar e da estimativa do uso de agrotóxicos (Quadro 37). Tal como verificado nas interações que condicionaram a estimativa de contaminação do

escoamento superficial por agrotóxicos utilizados na monocultura canavieira, a sobreposição das informações ocorreram tanto entre classes iguais como entre classes distintas.

**Quadro 37-** Elementos que condicionaram a estimativa de contaminação dos sedimentos exportados por agrotóxicos nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

Classes	Estimativa de sedimentos exportados em áreas com cana- de- açúcar	Estimativa de uso de agrotóxicos em áreas com cana- de- açúcar
1- Muito fraca 	> 10 t/ha/ano (Muito fraca)	2.808 L (Muito fraca)
2- Fraca 	20 t/ha/ano (Fraca)	12.793 L (Fraca)
3- Média 	50 t/ha/ano (Média)	23.645 L (Média)
4- Forte 	100 t/ha/ano (Forte)	48.007 L (Forte)
5- Muito forte 	> 100 t/ha/ano (Muito forte)	> 48.007 L (Muito forte)

**Fontes:** PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014); ANVISA (2019)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

Salienta-se que houve grande influência dos sedimentos exportados em áreas com cana-de-açúcar nos resultados, uma vez que apresentaram percentuais elevados para as classes Forte (100 t/ha/ano) e Muito forte (> 100 t/ha/ano). Deste modo, mesmo no ano em que o uso de agrotóxicos não era tão intenso, em 2002, grande parte das subbacias hidrográficas apresentaram estimativa a contaminação dos sedimentos exportados por agrotóxicos utilizados na cultura da cana-de-açúcar entre as classes Média e Forte.

A ação dos agrotóxicos no ambiente e suas consequências estão atreladas as suas características físico-químicas específicas, podendo apresentar maior ou menor grau de contaminação ambiental e riscos toxicológicos. Partindo deste pressuposto, analisamos as principais características dos princípios ativos utilizados neste trabalho para a estimativa do uso de agrotóxicos da área de estudo, conforme proposto por Pignati, Oliveira e Silva (2014).

Destarte, ao quantificar o uso de agrotóxicos pela cana-de-açúcar, os autores sobrecitados consideraram aqueles mais utilizados por esta cultura. Estes produtos químicos foram elencados na presente pesquisa segundo sua classe de uso, classificação toxicológica, reclassificação toxicológica e periculosidade ambiental (Quadro 38).

Deste modo, foram selecionados 16 princípios ativos: 2,4- D, Amicarbe, Azafenidin, Carbofurano, Carbendazin, Clomazona, Diuron, Glifosato, Isoxaflutol, Etefon, Imazapique,

Metribuzim, MSMA, Permetrina S, Tebutiuron e Trifluralina (PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA, 2014). Estes agrotóxicos foram categorizados como herbicidas, equivalente a 75%, além de inseticidas (13%), fungicida e regulador de crescimento, ambos representando 6% dos agrotóxicos avaliados.

**Quadro 38-** Classificação toxicológica e ambiental dos principais agrotóxicos utilizados na monocultura canavieira

Princípio ativo <sup>a</sup>	Classe de uso	Classificação toxicológica <sup>b</sup>	Reclassificação toxicológica <sup>c</sup>	Classes de periculosidade Ambiental <sup>d</sup>
2, 4- D	Herbicida	I- Extremamente tóxico	4- Pouco tóxico	III- Perigoso
Amicarbe	Herbicida	III-Moderadamente tóxico	4- Pouco tóxico	III- Perigoso
Azafenidin	Herbicida	III-Moderadamente tóxico	Não reclassificado <sup>24</sup>	III- Perigoso
Carbofurano	Inseticida	I- Extremamente tóxico	Uso proibido <sup>25</sup>	II- Muito perigoso
Carbendazin	Fungicida	II- Altamente tóxico	5- Improvável de causar dano agudo	III- Perigoso
Clomazona	Herbicida	II- Altamente tóxico	5- Improvável de causar dano agudo	II- Muito perigoso
Diuron	Herbicida	III-Moderadamente tóxico	5- Improvável de causar dano agudo	II- Muito perigoso
Glifosato	Herbicida	IV- Pouco tóxico	3-Moderadamente tóxico	III- Perigoso
Isoxaflutol	Herbicida	III-Moderadamente tóxico	5- Improvável de causar dano agudo	II- Muito perigoso
Etefon	Regulados de crescimento	II- Altamente tóxico	4- Pouco tóxico	III- Perigoso
Imazapique	Herbicida	II- Altamente tóxico	5- Improvável de causar dano agudo	III- Perigoso
Metribuzin	Herbicida	IV- Pouco tóxico	3-Moderadamente tóxico	II- Muito perigoso
MSMA	Herbicida	III-Moderadamente tóxico	4- Pouco tóxico	III- Perigoso
Permetrina S	Inseticida	III-Moderadamente tóxico	4- Pouco tóxico	II- Muito perigoso
Tebutiuron	Herbicida	II- Altamente tóxico	4- Pouco tóxico	II- Muito perigoso
Trifluralina	Herbicida	II- Altamente tóxico	5- Improvável de causar dano agudo	II- Muito perigoso

Fontes: PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014)<sup>a</sup>; ANVISA (1992)<sup>b</sup> ; ANVISA (2019) <sup>c</sup> e IBAMA (1996) <sup>d</sup>

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

<sup>24</sup> Este princípio ativo não se encontra reclassificado nos dados divulgados pela ANVISA (2019).

<sup>25</sup> A resolução nº 185 de 18 de outubro de 2017 em seu artigo 1º “estabelece a proibição do ingrediente ativo Carbofurano em produtos agrotóxicos no país e as correspondentes medidas transitórias de descontinuação de seu uso nas culturas de banana, café e cana-de-açúcar”.

Quanto a toxicologia, foi possível comparar suas classes de acordo a proposta da ANVISA (1992) e (2019), que se refere a classificação e reclassificação toxicológica, respectivamente. No que se refere a classificação, os agrotóxicos foram agrupados em I- Extremamente tóxicos (12,5%), II- Altamente tóxicos (37,5%), III- Moderadamente tóxico (37,5%) e IV- Pouco tóxicos (12,5%). Já na reclassificação, o agrupamento dos agrotóxicos foi realizado por categorias, estando os agrotóxicos avaliados em questão, enquadrados nas categorias 3- Moderadamente tóxicos, 4- Pouco tóxico e 5- Improvável de causar dano agudo.

Dentre os 16 agrotóxicos mais utilizados pela cana- de- açúcar, segundo a metodologia proposta por Pignati, Oliveira e Silva (2014), 14 foram reclassificados pela ANVISA (2019). Destes, 14% correspondem a categoria 3 enquanto, tanto a categoria 4 como a 5, apresentaram 43% dos produtos químicos considerados.

A maior parte dos agrotóxicos elencados sofreram mudanças em suas classes ao serem reclassificados. O 2,4- D, por exemplo, que era considerado Extremamente tóxico, foi enquadrado na categoria Pouco tóxico. Este fato está associado a polêmica sobre os critérios utilizados no processo de avaliação dos princípios ativos, que leva em conta, “do ponto de vista da saúde humana, os efeitos toxicológicos agudos com desfecho para morte, sem considerar os efeitos toxicológicos crônicos” (ROCHA, SANTOS e PINTO, p. 27, 2022).

Ao analisar as classes de periculosidade ambiental dos referidos agrotóxicos, de acordo com a classificação realizada pelo IBAMA (1996), identificou- se as classes III- Perigoso e II- Muito perigoso. Cada uma destas categorias correspondeu a 50% dos agrotóxicos em questão, o que demonstra o elevado potencial de contaminação ambiental destes agroquímicos.

Uma vez exposto ao ambiente, o comportamento do agrotóxico está condicionado às suas características físico-químicas. Quando avaliado o potencial do agrotóxico em ser transportado dissolvido em água ou associado ao sedimento, alguns autores como Pessoa *et al.* (2007); Martini *et al.* (2012), Ismael e Rocha (2017) e Vasconcelos (2022), têm utilizado o método de Goss (1992)<sup>26</sup>. Assim, tendo em vista os princípios ativos considerados neste trabalho, foi possível verificar as análises realizadas pelos referidos autores. (Quadro 39).

Do total de 16 agrotóxicos considerados no presente trabalho, foram avaliados 14. Dentre estes, observou- se que o transporte de princípios ativos dissolvidos em água tem se destacado, uma vez que 50% dos agrotóxicos apresentaram alto potencial, 43% médio e apenas

---

<sup>26</sup> Ao ser aplicado este método é necessário compreender os aspectos físicos- químicos dos princípios ativos como: meia vida do agrotóxico ( $t_{1/2}$ ); coeficiente de adsorção ao carbono orgânico ( $K_{oc}$ ) e a solubilidade em água ( $S_n$ ). Assim, o potencial de transporte do agrotóxico dissolvido em água ou associado ao sedimentos é classificado em Alto, Médio e Baixo.

7% foram classificados em baixo potencial. Já o transporte de agrotóxicos associado ao sedimento, 29% se enquadraram em alto potencial, do mesmo modo, 29% dos agrotóxicos estão inerentes a classe média, enquanto 42% foram avaliados em baixo potencial.

**Quadro 39-** Potencial de transporte de agrotóxicos utilizados na cana- de- açúcar

<b>Princípio ativo<sup>a</sup></b>	<b>Associado ao sedimento</b>	<b>Dissolvido em água</b>
<b>2, 4- D</b>	Baixo <sup>b</sup>	Médio <sup>b</sup>
<b>Amicarbe<sup>27</sup></b>	-	-
<b>Azafenidin<sup>4</sup></b>	-	-
<b>Carbofurano</b>	Médio <sup>b</sup>	Alto <sup>b</sup>
<b>Carbendazin</b>	Médio <sup>b</sup>	Alto <sup>b</sup>
<b>Clomazona</b>	Baixo <sup>c</sup>	Alto <sup>c</sup>
<b>Diuron</b>	Alto <sup>e</sup>	Médio <sup>e</sup>
<b>Glifosato</b>	Alto <sup>b</sup>	Alto <sup>b</sup>
<b>Isoxaflutol</b>	Baixo <sup>d</sup>	Médio <sup>d</sup>
<b>Etefon</b>	Baixo <sup>e</sup>	Médio <sup>e</sup>
<b>Imazapique</b>	Baixo <sup>c</sup>	Alto <sup>c</sup>
<b>Metribuzin</b>	Baixo <sup>d</sup>	Médio <sup>d</sup>
<b>MSMA</b>	Alto <sup>d</sup>	Alto <sup>d</sup>
<b>Permetrina S</b>	Médio <sup>b</sup>	Baixo <sup>b</sup>
<b>Tebutiuron</b>	Médio <sup>d</sup>	Alto <sup>d</sup>
<b>Trifluralina</b>	Alto <sup>e</sup>	Médio <sup>e</sup>

**Fontes:** PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014)<sup>a</sup>; PESSOA *et al.* (2007)<sup>b</sup>; MARTINI *et al.* (2012)<sup>c</sup>; ISMAEL E ROCHA (2017)<sup>d</sup> e VASCONCELOS (2022)<sup>e</sup>

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

Os princípios ativos Glifosato e MSMA se destacaram por apresentarem alto potencial de transporte tanto associado ao sedimento quanto dissolvido em água, demonstrando a capacidade destes produtos químicos em causar danos ambientais.

Embora neste subcapítulo estimamos a contaminação da água e sedimento por agrotóxicos separadamente, este processo ocorre de modo sistêmico no ambiente. Em virtude disso, avaliaremos a seguir a correlação entre as variáveis escoamento superficial e sedimentos exportados contaminados por agrotóxicos, associados aos índices de apropriação das subacias hidrográficas e da pressão direta de seus canais de drenagem pela cana- de- açúcar.

<sup>27</sup> Não foram encontrados trabalhos com a aplicação do método de Goss (1992) para os princípios ativos Amicarbe e Azafenidin.

## **8.2 Vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos de acordo com os índices de apropriação das subbacias hidrográficas e de pressão direta de seus canais de drenagem pela cana- de açúcar**

Os efeitos degenerativos ao meio ambiente, resultantes da apropriação do relevo, podem ser analisados no âmbito da vulnerabilidade ambiental. De acordo com Costa *et al.* (2007), a vulnerabilidade ambiental compreende o risco do meio natural em sofrer processos adversos relacionados a perda de biodiversidade, erosão dos solos, assoreamento, contaminação do solo e da água, etc.

Em uma perspectiva sistêmica, consideramos as variáveis escoamento superficial e sedimentos exportados contaminados por agrotóxicos bem como os índices de apropriação das subbacias hidrográficas e de pressão direta de seus canais de drenagem pela cana- de- açúcar para analisar a vulnerabilidade à contaminação ambiental na área de estudo em questão.

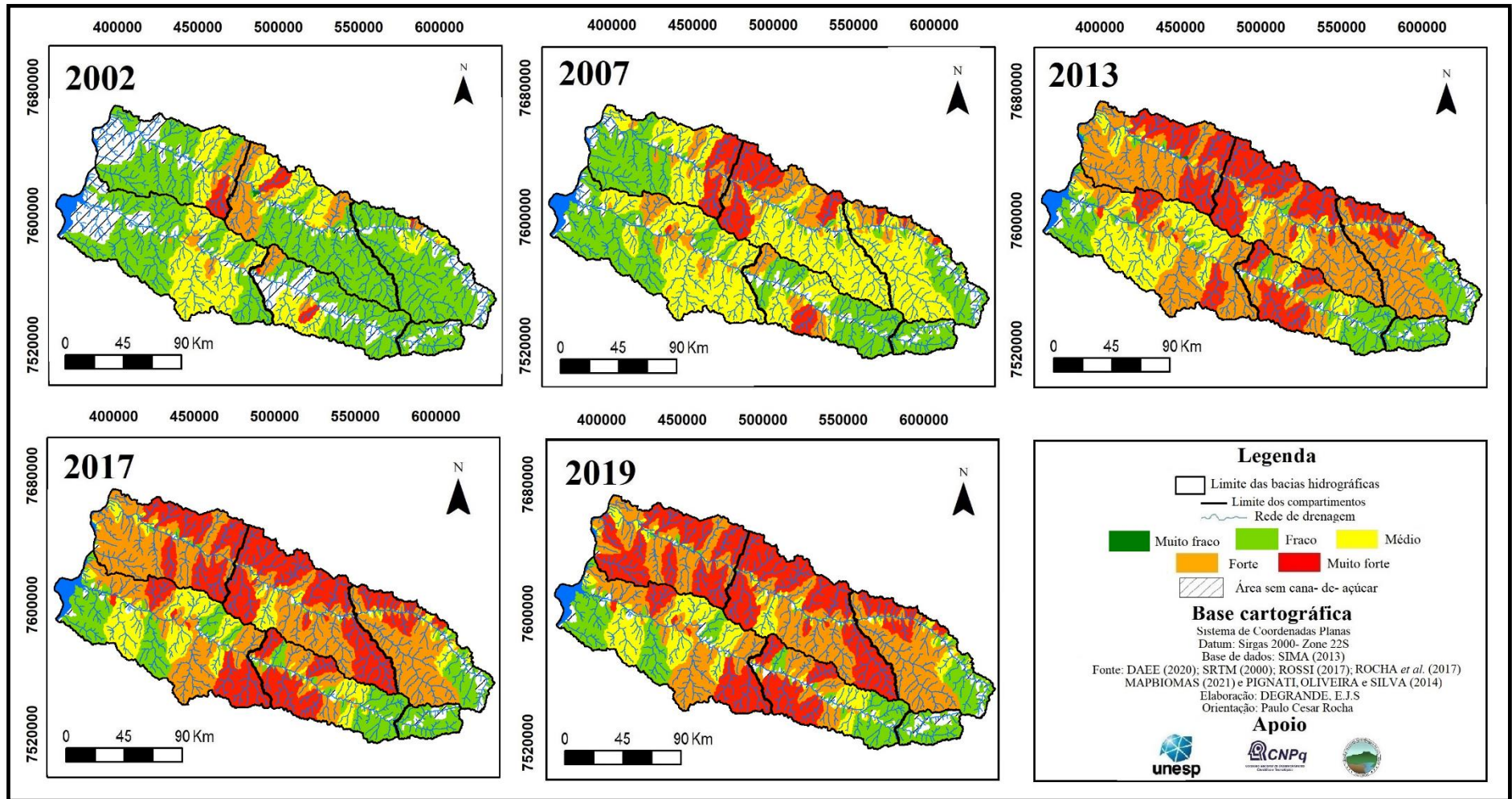
A vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos, de acordo com a apropriação das subbacias hidrográficas, foi classificada em Muito fraca, Fraca, Média, Forte e Muito forte. (Figura 53 e Gráfico 26). Houve grande diferença quanto ao comportamento das classes. No tocante a classe Muito fraca, por exemplo, sua área foi praticamente insignificante em toda a série temporal, não ultrapassando 0,1%, em ambas as BH.

Quanto a classe Fraca, houve decréscimo expressivo em seus valores percentuais, uma vez que entre as subbacias hidrográficas do rio Aguapeí, sua área diminuiu de 68% (2002) para 6% (2019), enquanto nas do rio do Peixe estes valores foram de 65% a 30%, respectivamente.

Assim como na classe anterior, a classe Média manteve a tendência de diminuição, porém, gradativamente, visto que seu território sofreu queda de 16% (2002) a 6% (2019) entre as subbacias hidrográficas do rio Aguapeí, do mesmo modo, nas do rio do Peixe sua área obteve declínio de 29% em 2002 a 21% no ano de 2019.

As áreas com subbacias hidrográficas atreladas as classes Forte e Muito forte evoluíram ao longo do tempo. No que se refere ao índice Forte, seu crescimento foi de 12% (2002) para 27% (2019). Igualmente, o índice Muito forte obteve aumento de 4% (2002) para 47% (2019) e de 1% (2002) a 21% (2019), entre as SBH dos rios Aguapeí e Peixe, respectivamente.

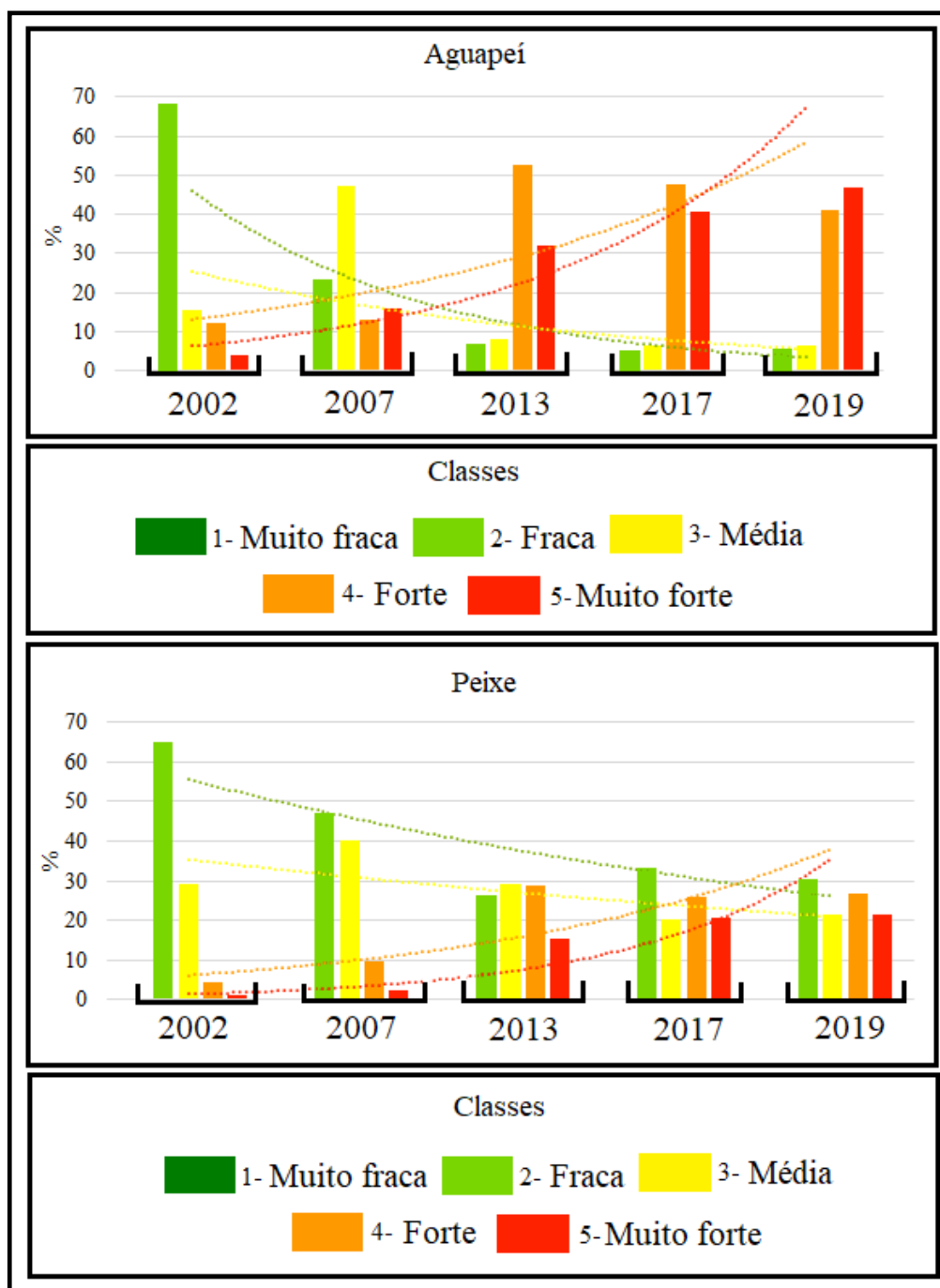
**Figura 53-** Vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de apropriação das subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe pela cana-de-açúcar



Fontes: DAEE (2020); SRTM (2000); ROSSI (2017); PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014); ROCHA (2017) e MAPBIOMAS (2020)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

**Gráfico 26-** Vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de apropriação das subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe pela cana-de-açúcar

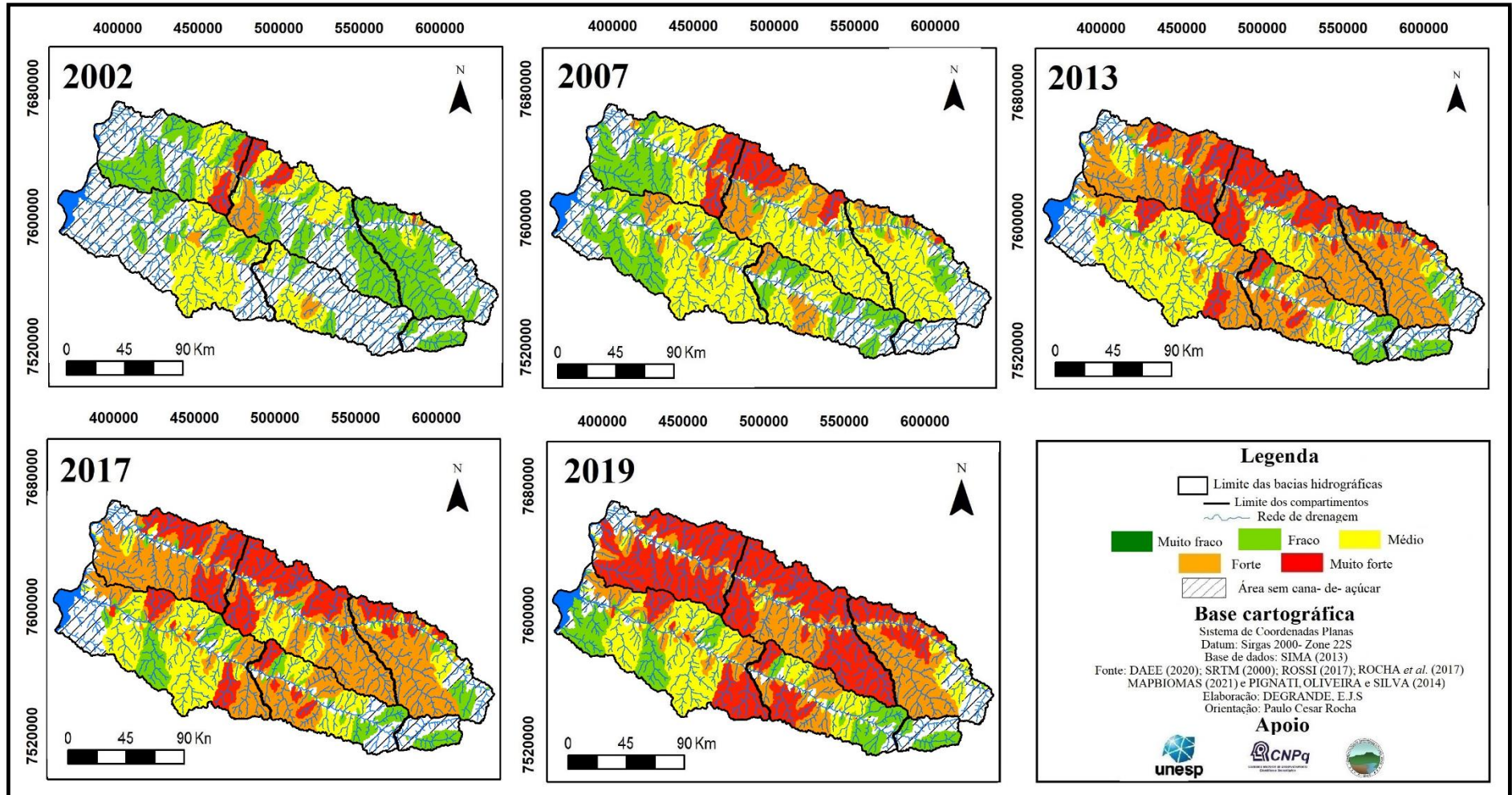


**Fontes:** DAEE (2020); SRTM (2000); ROSSI (2017); PIGNATI, OLVEIRA e SILVA (2014); ROCHA (2017) e MAPBIOMAS (2020)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

Analisando a vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas, foram identificadas apenas as classes Fraca, Média, Forte e Muito forte, ou seja, não ocorreu a classe Muito fraca em ambas as subbacias hidrográficas (Figura 54 e Gráfico 27).

**Figura 54-** Vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão direta de seus canais de drenagem pela cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

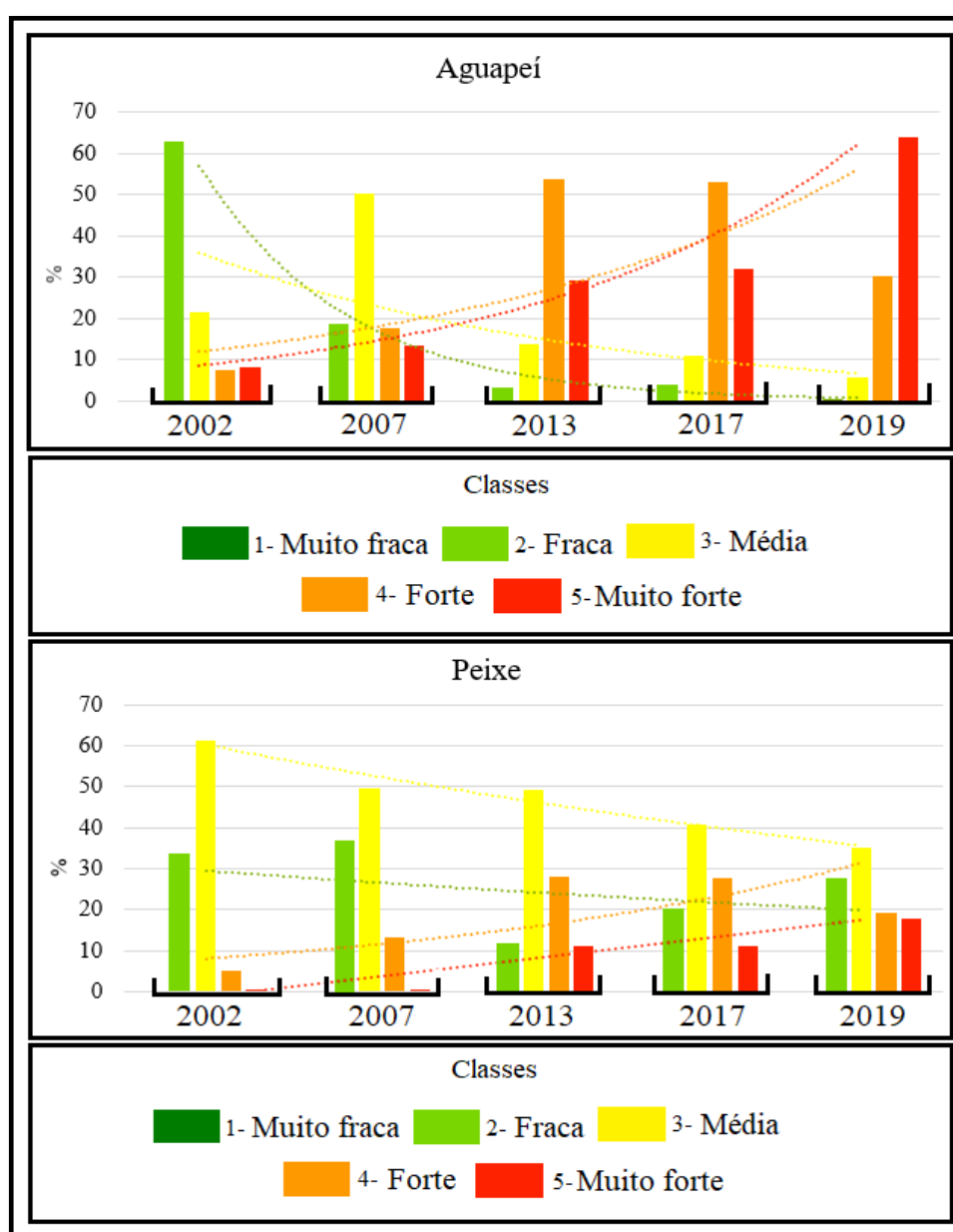


**Fontes:** DAEE (2020); SRTM (2000); ROSSI (2017); PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014); ROCHA (2017) e MAPBIOMAS (2020)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

Com relação a classe Fraca, houve decréscimo exponencial ao longo da escala temporal, entre as subbacias hidrográficas do rio Aguapeí. Isso devido em 2002 esta classe representar 63% da área em questão, enquanto em 2019 seu valor foi de apenas 0,5%. Entre as subbacias hidrográficas do rio do Peixe também verificou-se a diminuição desta classe, de 34% (2002) para 28% (2019).

**Gráfico 27-** Vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe



**Fontes:** DAEE (2020); SRTM (2000); ROSSI (2017); PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014); ROCHA (2017) e MAPBIOMAS (2020)

**Elaboração:** DEGRANDE, E. J. S

Do mesmo modo, a classe Média apresentou tendência de queda percentual entre a área de ambas as subbacias hidrográficas, com 21% em 2002, chegando a 6% no ano de 2019 entre as SBH do rio Aguapeí, e de 61% (2002) a 35% (2019), nas do rio do Peixe.

Em contrapartida, as classes Forte e Muito forte evoluíram na série histórica. No caso das subbacias hidrográficas do rio Aguapeí sua classe Forte representou 8% da área das subbacias hidrográficas, em 2002, chegando a 30 % (2019). No que tange a classe Muito forte este valor foi de 8% (2002) e 64% (2019). Nas SBH do rio do Peixe, no que concerne a classe Forte, o aumento percentual de sua área foi de 5%, em 2002, para 19% no ano de 2019. Com relação a classe Muito forte, estes valores foram de 0,01% (2002) a 18% (2019).

Quando analisados os elementos que condicionaram a vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana-de-açúcar, verifica-se que sua classe Muito fraca está associada a classe Muito fraca da estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial (que apresenta estimativa de escoamento superficial de 1.228 mm e o uso de agrotóxicos de 2.808 litros); a classe Muito fraca da estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados (com estimativa de sedimentos exportados de < 10 t/ha/ano e uso de agrotóxicos de 2.808 litros), bem como a classe Muito fraca do índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana-de-açúcar, com valor de 0,1 (Quadro 40).

Em contrapartida, a classe Muito forte da vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo a apropriação das subbacias hidrográficas, esteve atrelada a classe Muito forte da estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial (a qual está inerente ao escoamento superficial de 1.554 mm e ao uso de agrotóxicos > 48.007); a classe Muito forte da estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados (que apresentou estimativa de sedimentos exportados > 100 t/ha/ano e uso de agrotóxicos > 48.007 litros), assim como, da classe Muito forte do índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana-de-açúcar- que por sua vez está associado ao valor > 0,4.

No tocante a vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o IPDCD dos canais de drenagem pela cana-de-açúcar, além das variáveis estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial e estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados, outro elemento que influenciou no resultado apresentado foi o índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas.

**Quadro 40-** Elementos que condicionaram a vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo aos índices de apropriação das subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe e de pressão direta de seus canais de drenagem pela cana- de- açúcar

Estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial nas subbacias hidrográficas		Estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados nas subbacias hidrográficas		Índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana- de- açúcar (qualitativo)		Vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana- de- açúcar
Muito fraca	Escoamento superficial (1.228 mm) Uso de agrotóxicos (2.808 litros)	Muito fraca	Sedimentos exportados (<10 t/ha/ano) Uso de agrotóxicos (2.808 litros)	Muito fraco	Índice de apropriação das subbacias hidrográficas (0,1)	<b>1-Muito fraca</b>
Fraca	Escoamento superficial (1.288 mm) Uso de agrotóxicos (12.793 litros)	Fraca	Sedimentos exportados (20 t/ha/ano) Uso de agrotóxicos (12.793 litros)	Fraco	Índice de apropriação das subbacias hidrográficas (0,2)	<b>2-Fraca</b>
Média	Escoamento superficial (1.310 mm) Uso de agrotóxicos (23.654 litros)	Média	Sedimentos exportados (50 t/ha/ano) Uso de agrotóxicos (23.654 litros)	Médio	Índice de apropriação das subbacias hidrográficas (0,3)	<b>3-Média</b>
Forte	Escoamento superficial (1.522 mm) Uso de agrotóxicos 48.007 litros)	Forte	Sedimentos exportados (100 t/ha/ano) Uso de agrotóxicos 48.007 litros)	Forte	Índice de apropriação das subbacias hidrográficas (0,4)	<b>4-Forte</b>
Muito forte	Escoamento superficial (1.554 mm) Uso de agrotóxicos (> 48.007 litros)	Muito forte	Sedimentos exportados > 100 t/ha/ano Uso de agrotóxicos (> 48.007 litros)	Muito forte	Índice de apropriação das subbacias hidrográficas (> 0,4)	<b>5-Muito forte</b>
Estimativa de contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial nas subbacias hidrográficas		Estimativa de contaminação por agrotóxicos dos sedimentos exportados nas subbacias hidrográficas		Índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana- de- açúcar das subbacias hidrográficas (qualitativo)		Vulnerabilidade a contaminação por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana- de- açúcar
Muito fraca	Escoamento superficial (1.228 mm) Uso de agrotóxicos (2.808 litros)	Muito fraca	Sedimentos exportados (<10 t/ha/ano) Uso de agrotóxicos (2.808 litros)	Muito fraco	Índice de pressão direta dos canais de drenagem (0,1)	<b>1-Muito fraca</b>
Fraca	Escoamento superficial (1.288 mm) Uso de agrotóxicos (12.793 litros)	Fraca	Sedimentos exportados (20 t/ha/ano) Uso de agrotóxicos (12.793 litros)	Fraco	Índice de pressão direta dos canais de drenagem (0,2)	<b>2-Fraca</b>
Média	Escoamento superficial (1.310 mm) Uso de agrotóxicos (23.654 litros)	Média	Sedimentos exportados (50 t/ha/ano) Uso de agrotóxicos (23.654 litros)	Médio	Índice de pressão direta dos canais de drenagem (0,3)	<b>3-Médio</b>
Forte	Escoamento superficial (1.522 mm) Uso de agrotóxicos 48.007 litros)	Forte	Sedimentos exportados (100 t/ha/ano) Uso de agrotóxicos 48.007 litros)	Forte	Índice de pressão direta dos canais de drenagem (0,4)	<b>4-Forte</b>
Muito forte	Escoamento superficial (1.554 mm) Uso de agrotóxicos (> 48.007 litros)	Muito forte	Sedimentos exportados > 100 t/ha/ano Uso de agrotóxicos (> 48.007 litros)	Muito forte	Índice de pressão direta dos canais de drenagem (> 0,4)	<b>5-Muito forte</b>

Fontes: DAEE (2020); SRTM (2000); ROSSI (2017); PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014); ROCHA (2017) e MAPBIOMAS (2020)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Assim, a classe Muito fraca corresponde as SBH onde os componentes que influenciam a vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos de acordo com o IPDCD ocorrem em menor intensidade, não obstante, a classe Muito forte representa os valores mais intensos. Entretanto, no processo de sobreposição entre as referidas variáveis houve a correlação entre classes diferentes, resultando em novas classes.

Os resultados demonstrados apontaram para o aumento da vulnerabilidade tanto das subbacias hidrográficas quanto de seus respectivos canais de drenagem à contaminação por agrotóxicos ao longo dos anos.

Quando analisada a vulnerabilidade à contaminação ambiental de acordo ao IABH entre os compartimentos das bacias hidrográficas, é possível observar que no ano de 2002, a classe Fraca foi predominante entre todos os compartimentos, visto que entre as subbacias hidrográficas do rio Aguapeí presentes no alto curso, 91% de seu território estava nesta classe. O médio curso compreendeu 55% da área das SBH associadas a classe Fraca, enquanto no baixo curso o valor correspondeu a 66% (Tabela 12).

Por outro lado, no ano de 2019, a classe Forte representou 59% do território das subbacias hidrográficas presentes no alto curso do rio Aguapeí. Já no médio e baixo curso desta BH, a área de suas SBH atreladas a classe Muito forte foi preponderante, ou seja, o equivalente a 59% e 58% destes compartimentos, respectivamente.

De igual modo, no ano de 2002, na BH do rio do Peixe, em todos os compartimentos houve a predominância de subbacias hidrográficas inerentes a classe Fraca. Entretanto, no ano de 2019, a classe Fraca foi preponderante apenas entre as SBH do alto curso (99,2%), pois no médio curso se destacou a presença de subbacias hidrográficas relativas a classe Muito forte (34%). No baixo curso, 30,9% da área das SBH pertencia a classe Forte.

Ao avaliar a distribuição entre os compartimentos das classes de vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão direta dos canais de drenagem nas subbacias hidrográficas, denotou-se, em 2002, que a classe Fraca se manteve com a maior área entre as subbacias hidrográficas do rio Aguapeí nos compartimentos do alto e baixo curso. Assim, 85% do território das SBH estava na referida classe. No baixo curso, este valor foi de 61%. Diferentemente, o médio curso teve a classe média como a mais representativa, com valor de 53% (Tabela 13).

Considerando o ano de 2019, a classe Forte representou 59% das SBH do rio Aguapeí, encontrado em seu alto curso. Tanto no médio quanto no baixo curso, houve a predominância da classe Muito forte. No médio curso, esta classe correspondeu a 72% do território das subbacias hidrográficas, chegando a representar 12% em seu baixo curso.

Tabela 12- Distribuição das classes de vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos de acordo com o índice de apropriação das subbacias hidrográficas entre os compartimentos

Aguapeí																		
Classes	2002						2007						2013					
	Alto		Médio		Baixo		Alto		Médio		Baixo		Alto		Médio		Baixo	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Muito fraca	0	0	1.115,0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	15,8	0,1	0	0	747,3	0,2
Fraca	284.979	91	267.075	55	220.305	66	86.089	26	16.617,7	3	188.126	46	69.586,1	20	8.612,5	1,7	8.233,9	2
Média	22.397,1	7	95.136,5	20	58.448,5	18	208.498	62	257.061	52	118.141	29	14.333,4	4,1	64.002,9	13	27.327,1	6
Forte	4.852,3	2	103.698	21	28.342,6	9	34.050,5	10	90.614,2	18	39.302,3	10	209.932	60,4	213.267	43	250238	58
Muito forte	1.408,6	0,5	17.152,9	3,5	25.392	8	8.711,3	3	127.123	26	64.679,2	16	53.665	15,4	210.381	42,3	14.5691	33,8
Total	313.637,1	100	484.177,4	100	332.488,1	100	337.348,8	100	491.415,90	100	410.248,5	100	347.532,3	100	496.263,4	100	432.237,3	100

Classes	2017						2019					
	Alto		Médio		Baixo		Alto		Médio		Baixo	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Muito fraca	0	0	25,5	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0
Fraca	60.304,80	18	3.176	0,6	4.912,3	1	64.596,3	18,6	3.525,50	0,7	4.912,3	1
Média	24.938,5	7	37.414,9	8	20.032,4	5	24.265,5	7	37.935,70	7,6	20.033,4	5
Forte	202.209	59	162.335	33	240.437	56	204.389	59	162.247	32,7	158.822	37
Muito forte	56.475,1	16	292.947	59,2	167.432	39	54.847,8	15,8	292.947	59	249.042	58
Total	343.927,4	100	495.898,4	100	432.814	100	348.098,4	100	496.655,2	100	432.810	100

Peixe																		
Classes	2002						2007						2013					
	Alto		Médio		Baixo		Alto		Médio		Baixo		Alto		Médio		Baixo	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Muito fraca	0	0	0	0	0	0	320,7	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fraca	56.611,5	100	178.889	68,6	325.741	59,9	61.683,20	99,5	170.096	55,2	242.561	38,3	63.374,70	99,6	109.917	33,9	98.506,70	15,2
Média	0	0	50.504	19,4	201.578	37,0	0	0	74.675,30	24,2	330.400	52,1	231,2	0,4	43.464,40	13,4	261.006	40,3
Forte	0	0	22.017,1	8,4	16.792,9	3,1	0	0	39.161,70	12,7	59.053,10	9,3	0	0	72.087,30	22,2	226.039	34,9
Muito forte	0	0	9.484,3	3,6	7,2	0,001	0	0	24.075,30	7,8	1.656,90	0,3	0	0	98.901,70	30,5	61.628,70	9,5
Total	56.611,5	100	260.894,4	100	544.119,1	100	62.003,9	100	308.008,8	100	633.671	100	63.605,9	100	324.370,4	100	647.180,4	100

Classes	2017						2019					
	Alto		Médio		Baixo		Alto		Médio		Baixo	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Muito fraca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fraca	60.313	99,8	105.086	31,9	176.374	27,0	52.491,40	99,2	95.556,10	29,7	161.405	25,0
Média	28,6	0,0	40.761,50	12,4	171.864	26,3	320,9	0,6	42.387,30	13,2	175.819	27,3
Forte	99	0,2	73.759,10	22,4	197.235	30,2	98,7	0,2	74.192	23,1	199.225	30,9
Muito forte	0	0	109.407	33,3	108.493	16,6	0	0	109.404	34,0	108.492	16,8
Total	60440,6	100	329013,6	100	653966	100	52911	100	321539,4	100	644941	100

Fonte: DAEE (2020); SRTM (2000); ROSSI (2017); PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014); ROCHA (2017) e MAPBIOMAS (2020)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Tabela 13- Distribuição das classes de vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão direta dos canais de drenagem nas subbacias hidrográficas entre os compartimentos

Aguapeí																		
Classes	2002						2007						2013					
	Alto		Médio		Baixo		Alto		Médio		Baixo		Alto		Médio		Baixo	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Muito fraca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fraca	233.086	85	13.560	3	172.217	61	41.430	14	13.540	3	155.580	43	25.090	8	6.164	1,3	7.835	2
Média	16.482	6	252.516	53	59.478	21	205.623	72	252.516	53	106.451	30	23.250	8	103.671	21,2	33.885	9
Forte	22.226	8	130.515	27	12.484	4	35.696	12	130.515	27	33.500	9	216.158	72	188.352	38,6	229.856	59
Muito forte	1.406	1	81.895	17	39.285	14	3.624	1	81.895	17	64.644	18	35.709	12	190.350	39,0	115.659	30
Total	273.200	100	478.486	100	283.464	100	286.373	100	478.466	100	360.175	100	300.207	100	488.537	100	387.235	100

Classes	2017						2019					
	Alto		Médio		Baixo		Alto		Médio		Baixo	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Muito fraca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fraca	35.594	11	6.401	1	6.482	2	2.757	1	1.257	0	1.705	0
Média	32.518	10	79.285	16	18.658	5	40.595	13	13.910	3	11.160	3
Forte	201.961	64	214.538	44	216.771	56	178.065	59	120.616	25	56.928	15
Muito forte	43.625	14	190.427	39	145.660	38	82.323	27	354.977	72	317.363	82
Total	313.698	100	490.651	100	387.571	100	303.740	100	490.760	100	387.156	100

Peixe																		
Classes	2002						2007						2013					
	Alto		Médio		Baixo		Alto		Médio		Baixo		Alto		Médio		Baixo	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Muito fraca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Fraca	33.827	100	26.829	25	89.287	29	1.884	100	118.009	48	171.960	31,7	28.486	99	59.877	22	13.329	2,4
Média	0	0	66.632	62	206.303	68	0	0	76.903	31	315.545	58	235	1	62.476	23	356.899	64,3
Forte	0	0	14.367	13	8.447	3	0	0	51.104	21	53.328	10	0	0	114.907	42	123.481	22,2
Muito forte	0	0	1	0	7	0	0	0	1	0	1.641	0,3	0	0	33.722	12	61.577	11,1
Total	33.827	100	107.829	100	304.044	100	1.884	100	246.017	100	542.474	100	28.721	100	270.982	100	555.286	100

Classes	2017						2019					
	Alto		Médio		Baixo		Alto		Médio		Baixo	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Muito fraca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fraca	27.320	100	57.366	21	89.681	16	33.475	100	80.132	8	264.871	28
Média	0	0	78.491	29	270.007	49	0	0	70.347	7	334.809	35
Forte	0	0	103.607	38	133.197	24	0	0	839.997	80	184.660	19
Muito forte	0	0	33.705	12	61.599	11	0	0	64.056	6	171.496	18
Total	27.320	100	273.169	100	554.484	100	33.475	100	1.054.532	100	955.836	100

Fontes: DAEE (2020); SRTM (2000); ROSSI (2017); PIGNATI, OLIVEIRA e SILVA (2014); ROCHA (2017) e MAPBIOMAS (2020)

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

Na BH do rio do Peixe, no ano de 2002, somente em seu alto curso houve SBH predominantemente na classe Fraca (100%). Nos demais compartimentos destacou-se a classe média, com 62% da área das SBH presentes no médio curso e 68% no baixo curso.

Em 2019, a classe Fraca continuou sendo a mais representativa entre as SBH presentes no alto curso das BH do rio do Peixe- com percentual de 100%. No médio curso, foi a classe Forte que compreendeu maior território entre as SBH, cujo valor correspondeu a 80%. Com relação ao baixo curso, houve a concentração de SBH na classe média (35%).

Outra análise realizada foi a distribuição da vulnerabilidade à contaminação ambiental entre as subbacias hidrográficas inseridas nas Zonas de Amortecimento dos Parques Estaduais do Aguapeí e Peixe. Portanto, considerando a vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos segundo o IABH nas ZA (Tabela 14), em 2002, em ambas as BH, houve apenas a classe Fraca, correspondente a 52% da área ocupada na ZAA e 36% na ZAP.

No ano de 2019, verificou-se aumento representativo das classes de vulnerabilidade entre as subbacias hidrográficas localizadas nas ZA, sendo a classe Forte a mais expressiva na ZAA (37%), enquanto na ZAP a classe Fraca se manteve com maior percentual (27%).

**Tabela 14-** Distribuição da vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos de acordo com o índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana-de-açúcar nas Zonas de Amortecimento dos Parques Estaduais dos rios Aguapeí e Peixe

<b>Aguapeí</b>										
<b>Classes</b>	<b>2002</b>		<b>2007</b>		<b>2013</b>		<b>2017</b>		<b>2019</b>	
	<b>ha</b>	<b>%</b>	<b>ha</b>	<b>%</b>	<b>ha</b>	<b>%</b>	<b>ha</b>	<b>%</b>	<b>ha</b>	<b>%</b>
<b>Muito fraca</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Fraca</b>	43.813	52	34.630	41	2.896	3	2.063	2	1.404	2
<b>Média</b>	0	0	25.333	30	12.927	15	11.077	13	9.784	12
<b>Forte</b>	0	0	3.560	4	36.967	44	37.240	44	31.780	37
<b>Muito forte</b>	0	0	8	0,01	19.626	23	22.806	27	27.937	33
<b>Área da ZA ocupada</b>	<b>43.813</b>	<b>52</b>	<b>63.531</b>	<b>75,01</b>	<b>72.416</b>	<b>85</b>	<b>73.186</b>	<b>86</b>	<b>70.905</b>	<b>84</b>
<b>Peixe</b>										
<b>Muito fraca</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Fraca</b>	23.781	36	23.118	35	16.504	25	18.338	28	18.602	28
<b>Média</b>	0	0	0	0	20.179	31	13.330	20	12.336	19
<b>Forte</b>	0	0	0	0	9.928	15	17.810	27	17.831	27
<b>Muito forte</b>	0	0	0	0	2.088	3	2.088	3	2.088	3
<b>Área da ZA ocupada</b>	<b>23.781</b>	<b>36</b>	<b>23.118</b>	<b>35</b>	<b>48.699</b>	<b>74</b>	<b>51.566</b>	<b>78</b>	<b>50.857</b>	<b>77</b>

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

No tocante a vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos associada ao IPDCD, também houve apenas a presença da classe Fraca em 2002, equivalente a 29% da área ocupada na ZAA e 5% na ZAP. Por outro lado, no ano de 2019 somente a classe Muito forte não apresentou valores de ocupação. Deste modo, no referido ano, a classe Muito forte tem se destacado na ZAA (37%), enquanto a classe Média se tornou preponderante na ZAP (Tabela 16).

**Tabela 15-** Distribuição da vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos de acordo com o índice de pressão direta aos canais de drenagem das subbacias hidrográficas pela cana-de-açúcar nas Zonas de Amortecimento dos Parques Estaduais dos rios Aguapeí e Peixe

<b>Aguapeí</b>										
<b>Classes</b>	<b>2002</b>		<b>2007</b>		<b>2013</b>		<b>2017</b>		<b>2019</b>	
	<b>ha</b>	<b>%</b>	<b>ha</b>	<b>%</b>	<b>ha</b>	<b>%</b>	<b>ha</b>	<b>%</b>	<b>ha</b>	<b>%</b>
<b>Muito fraca</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Fraca</b>	24.343	29	21.438	25	3.311	4	3.312	4	1.227	1
<b>Média</b>	0	0	16.783	20	8.974	11	5.319	6	3.585	4
<b>Forte</b>	0	0	1.808	2	26.307	31	20.831	25	12.236	14
<b>Muito forte</b>	0	0	8	0	10.757	13	19.621	23	31.856	37
<b>Área da ZA ocupada</b>	<b>24.343</b>	<b>29</b>	<b>40.037</b>	<b>47</b>	<b>49.349</b>	<b>59</b>	<b>49.083</b>	<b>58</b>	<b>48.904</b>	<b>56</b>
<b>Peixe</b>										
<b>Muito fraca</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Fraca</b>	3.319	5	18.836	29	5.058	8	5.114	8	11.583	18
<b>Média</b>	0	0	7.230	11	19.444	30	15.606	24	14.126	22
<b>Forte</b>	0	0	1.457	2	7.173	11	11.190	17	13.183	20
<b>Muito forte</b>	0	0	0	0	2.062	3	2.071	3	1.835	3
<b>Área da ZA ocupada</b>	<b>3.319</b>	<b>5</b>	<b>27.523</b>	<b>42</b>	<b>33.737</b>	<b>52</b>	<b>33.981</b>	<b>52</b>	<b>40.727</b>	<b>63</b>

Elaboração: DEGRANDE, E. J. S

A importância sobre o estudo da vulnerabilidade ambiental tem se mostrado eficaz na identificação de áreas sujeitas a intensificação de impactos ambientais, marcados por uma relação sociedade-natureza adversa. Neste âmbito, diversos trabalhos buscaram avaliar a vulnerabilidade ambiental no intuito de contribuir com ações que visam a melhor qualidade ambiental.

Deste modo, Tagliani (2003), por exemplo, propôs o mapeamento da vulnerabilidade ambiental de uma região costeira, nos municípios de Pelotas, Rio Grande e São José do Norte, no estado do Rio Grande do Sul. Neste estudo foram considerados a correlação entre os fatores: recursos hídricos, declividade, solos, vegetação e idade (geológica). Segundo o autor, a

disponibilização do mapa de vulnerabilidade ambiental da área de estudo é de extrema relevância para o planejamento ambiental e tomada de decisão.

Costa *et al.* (2007), obtiveram a vulnerabilidade ambiental em subbacias hidrográficas no estado do Rio de Janeiro pela integração entre as variáveis perda de solos (EUPS), densidade de drenagem, índice de circularidade, declividade média das subbacias hidrográficas, escoamento superficial e uso e cobertura da terra.

Conseqüentemente, foi gerado como produto, o mapeamento do índice de vulnerabilidade ambiental, orientando áreas que demandam maior atenção devido sua alta vulnerabilidade a processos erosivos. Além disso, este trabalho pode auxiliar na promoção de ações que visam a conservação ambiental no estado do Rio de Janeiro (COSTA *et al.*, 2007)

Fushimi (2016), buscou analisar a vulnerabilidade ambiental aos processos erosivos lineares em parte dos municípios de Marabá Paulista e Presidente Epitácio, no Oeste Paulista. Em seu trabalho, a autora classificou a vulnerabilidade ambiental entre as classes Baixa, Média, Alta e Muito alta. Assim, a baixa vulnerabilidade está associada às matas ciliares, enquanto a classe Muito alta está inerente as vertentes côncavas, declividades acima de 20%, solos rasos, além do pastoreio intensivo. Para Fuhimi (2016, p. 7), este estudo “pode contribuir no sentido de orientar a implantação de medidas preventivas e corretivas de controle à erosão por intermédio do planejamento ambiental”.

Ao considerarmos, em específico, questão da contaminação ambiental por agrotóxicos também tem sido abordada em diversos trabalhos. Tejinder e Kishore (2019), avaliaram os impactos do uso de agrotóxicos em Punjab, na Índia. Em sua pesquisa, os autores consideraram o risco potencial dos efeitos do uso de pesticidas à saúde da população situada em uma bacia hidrográfica agrícola. Assim, os autores constataram que devido as chuvas e a irrigação, a área de estudo tem sofrido com o processo de lixiviação dos referidos produtos químicos, impactando indiretamente a saúde dos residentes.

No âmbito do estado de São Paulo, por exemplo, a CETESB realiza o monitoramento de agrotóxicos nas águas superficiais, subterrâneas e nos sedimentos. Em seu relatório técnico de 2019, foi evidenciado a não detecção de grande parte dos agrotóxicos investigados nas águas superficiais e subterrâneas. Este fato pode estar inerente a metodologia utilizada por este órgão ambiental, como apontado no próprio documento.

Embora o planejamento da amostragem das águas superficiais e subterrâneas na rede de qualidade da CETESB tenha levado em consideração a seleção de pontos em bacias representativas de uso agrícola do solo, a baixa frequência de quantificação de agrotóxicos nas amostras foi possivelmente influenciada pelos seguintes fatores: i) o calendário fixo das coletas, não necessariamente relacionado aos eventos de chuva e

ao período de aplicação dos agrotóxicos, ii) aos maiores intervalos entre as coletas e, iii) à baixa representatividade de culturas agrícolas no entorno da bacia do ponto selecionado, e a aplicação correta dos agrotóxicos pelos agricultores minimizando a contaminação desses recursos hídricos. Esses dados demonstraram a necessidade de aprimorar a metodologia do monitoramento dos agrotóxicos conduzido pela CETESB, considerando os aspectos mencionados acima, justificando, portanto, a execução do presente estudo (CETESB, p. 26- 27, 2019).

Apesar da baixa detecção de agrotóxicos no ambiente, conforme apontado pela CETESB (2019) para o estado de São Paulo, é notório que quando se trata do Oeste Paulista, o avanço da monocultura canavieira, excepcionalmente após os anos 2000, tem intensificado os impactos adversos ao meio físico pelo uso demasiado de agrotóxicos.

Neste sentido, Rocha, Araújo e Rizk (2019) tendo como área de estudo o Pontal do Paranapanema, estimaram e avaliaram a exposição da rede de drenagem aos agrotóxicos. Assim, partindo da “relação entre a quantidade de agrotóxicos comercializados e a extensão de drenagem no município”, Rocha, Araújo e Rizk (2019, p 116) consideraram que na área objeto de estudo há grandes quantidade de agrotóxicos sendo utilizados, sobretudo, pela monocultura canavieira, estando alguns municípios sujeitos a intensa carga de contaminantes, especialmente durante ou logo após as chuvas, associado ao processo de conectividade hidrológica.

Carmo *et al.* (2021), ao estimarem a vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos na rede de drenagem da UGRHI 22- por meio da correlação entre as variáveis: escoamento superficial, espacialização da cana- de- açúcar e a comercialização do princípio ativo glifosato- demonstraram que a soma entre as classes Alta e Muito alta correspondem a 60%. Sendo assim, os autores alertam que a rede de drenagem está exposta ao risco à contaminação, colocando a população regional em situação de vulnerabilidade quanto ao consumo de água, assim como estando em situação de risco os ecossistemas fluviais.

Os estudos realizados, especialmente no Oeste Paulista, reiteram os resultados demonstrados pela presente pesquisa. Sendo assim, esta tese se soma aos trabalhos que visam contribuir com análises referentes a vulnerabilidade ambiental diante da expansão da monocultura canavieira, auxiliando no planejamento ambiental da área de estudo em questão, além de colaborar para o desenvolvimento de novas pesquisas dentro da temática apresentada.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A tese apresentada procurou compreender o processo de apropriação do relevo no âmbito do fomento a monocultura canavieira e as alterações na relação entre sociedade-natureza expressa pela vulnerabilidade à contaminação ambiental por agrotóxicos nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe ao longo do tempo (2002-2019).

Inserido na conjuntura regional de expansão sucroalcooleira no Oeste Paulista, sob o incentivo de políticas voltadas a criação de programas como, por exemplo, o PROÁLCOOL, PROOESTE e o PROCANA, bem como o desenvolvimento da tecnologia *flex fuel*, houve na área de estudo o aumento exponencial de áreas destinadas a cana- de- açúcar. Em virtude disso, o crescimento do território canavieiro, na série histórica, foi de 30 % na BH do rio Aguapeí e de 14 % na do Peixe.

Levando em conta os compartimentos das bacias hidrográficas, o médio- baixo curso tem concentrado a produção canavieira. Nesta área, sobretudo o baixo curso, se encontram os menores índices geomorfométricos, como hipsometria entre 242 a 477 m e declive de até 12%, assim, dado o contexto de mecanização do setor sucroalcooleiro nos últimos anos, esta porção do território tem se tornado mais atrativa para o avanço da cana- de- açúcar.

Como consequência, verificou- se o avanço desta cultura até mesmo em áreas ambientalmente protegidas como as Zonas de Amortecimento dos Parques Estaduais Aguapeí e Peixe, onde o aumento da área com cana- de açúcar, entre os anos de 2002 a 2019, foi de 40,3% na BH do rio Aguapeí e de 27% na do Peixe.

Condicionado pela expansão canavieira, a aplicação dos IABH e IPCD permitiu avaliar, na escala das subbacias hidrográficas, a dinâmica territorial desta cultura. No tocante ao IABH, entre 2002 a 2019, o território das subbacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe- pertencente a classe 1-, sofreu diminuição. Por outro lado, a área relativa a classe 5 foi a que mais evoluiu entre as SBH do rio Aguapeí, enquanto a classe 4 foi a de maior representatividade entre as do rio do Peixe.

De igual modo, os resultados do IPCD demonstraram, temporalmente, que os canais de drenagem da área de estudo vêm sofrendo com a influência da cana- de- açúcar, uma vez que em ambas as BH houve a tendência da diminuição da classe 1 e aumento na área de subbacias hidrográficas que tem sua rede de drenagem inseridas nas classes 4 e 5. Assim, foi possível identificar plantações de cana- de- açúcar nos fundos de vales a poucos metros dos cursos hídricos.

O incentivo as monoculturas, além de reduzir a diversidade de espécies de vegetais e animais, também compromete a produtividade do solo. Consequentemente torna-se necessário o uso de insumos como os agroquímicos.

No caso da monocultura canavieira na área em questão, a medida que a expansão da cana-de-açúcar foi ganhando maiores proporções, houve a intensificação no uso de agrotóxicos, especialmente sobre o médio-baixo curso das BH. Outrossim, se em 2002 o território das subbacias hidrográficas atrelados a classe 1, com valores de até 2.808 litros de agrotóxicos, em ambas as BH, era majoritário, no ano de 2019 a maior parte das SBH se concentravam nas classes 4 (23.645- 48.007 litros) e 5 (> 48.007 litros).

Portanto, consideramos que a expansão da monocultura canavieira no Oeste Paulista teve grande influência no aumento vertiginoso de áreas destinadas a cana-de-açúcar nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe, ao longo da série histórica. Consequentemente, houve o crescimento nos valores de IABH e IPCD, bem como, no uso de agrotóxicos.

Ao analisar a conectividade hidrológica dada pelo escoamento superficial, denotou-se que os valores variaram de 1.228 a 1.554 mm. Quando avaliado a distribuição das classes, observa-se que na BH do rio Aguapeí, a classe 2 foi a mais representativa em 2002, já em 2019 a classe 1 foi a que compreendeu a maior parte do território desta bacia hidrográfica. Com relação a BH do rio do Peixe, sua classe mais representativa no ano de 2002 foi a 3, enquanto a 2 se tornou a de maior área em 2019.

Os menores valores de escoamento superficial se concentraram na parte oeste das BH, que apresenta conectividade estrutural associada a baixas cotas altimétricas e de declividade. Também nesta área a conectividade funcional está inerente a valores de precipitação de até 1.228 mm e a GHS A. Outro fator que incidiu sobre este resultado foi a presença da cobertura florestal no baixo curso, que pode atuar como elemento de desconectividade hidrológica.

Quanto aos índices mais altos de escoamento superficial, ocorre especialmente entre o médio-alto curso das BH. Esta área é caracterizada pela conectividade estrutural ligada a taxas relativamente mais altas de hipsometria e declividade, além de sua conectividade funcional apresentar os maiores valores pluviométricos e GHS C e D. As classes de uso associadas a esta área são, principalmente, pastagem, cana-de-açúcar e solo exposto.

No que atine ao escoamento superficial em áreas com cana-de-açúcar, obteve aumento intrínseco a expansão canavieira. Houve também o predomínio da classe 4 em toda escala temporal. No caso da distribuição espacial das classes, seguiu a mesma tendência quando avaliado o escoamento superficial associado a todas as classes de uso e cobertura da terra, ou

seja, as menores taxas (classe 1) se concentraram no baixo curso das BH, enquanto áreas mais a leste apresentaram índices elevados (classe 5).

Consideramos a partir da análise do escoamento superficial que, embora o uso e cobertura da terra tiveram importante papel na dinâmica territorial do escoamento ao longo do tempo, os elementos físicos naturais apresentaram maior influência nos resultados.

Intrínseco ao escoamento superficial, os processos erosivos analisados no presente trabalho tiveram como foco principal a erosão laminar. Por conseguinte, por meio da aplicação da EUPS, estimou-se a perda de solos e os sedimentos exportados, os quais foram classificados em perdas  $< 10$  t/ha/ano até  $> 100$  t/ha/ano.

Assim como analisado no escoamento superficial, a área com concentração de cobertura florestal é onde se concentra os valores mais baixos de perdas de solos e sedimentos exportados. Além deste elemento, nesta área também se encontram a presença majoritária de Latossolos, assim como o fator LS associado a classe Baixa.

Não obstante, mais de 70% do território das bacias hidrográficas apresentou valores de perda  $> 100$  t/ha/ano em toda a escala temporal. Isso ocorreu devido a forte influência dos fatores naturais sobre as taxas de erosão laminar.

Quando avaliado a exportação de sedimentos em áreas com cana-de-açúcar, verifica-se a progressão destas áreas que está atrelado a própria expansão que a cultura canavieira obteve ao longo dos anos. Assim, a classe 5 ( $> 100$  t/ha/ano) foi a mais representativa, com valores acima de 80% em todos os anos.

Sendo assim, a área de estudo tem se mostrado extremamente suscetível a processos erosivos, visto que, do ponto de vista natural, houve a predominância de Argissolos, com fator K de 0,0425 (Muito forte); erosividade de  $7.357 \text{ MJ mm h}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (Moderada forte), além de fator LS de 2,1 a 10 (Moderadamente forte). Neste contexto físico-natural, a expansão da monocultura canavieira na área em questão tem resultado no agravamento de processos degenerativos associados aos solos, como podemos observar nos valores ascendentes de perdas de solos e de sedimentos exportados por erosão laminar.

Uma vez analisada a expansão canavieira, a conectividade hidrológica dada pelo escoamento superficial e os processos erosivos, foi possível estimar a contaminação da água e dos sedimentos exportados nas subbacias hidrográficas.

No caso do escoamento superficial, este processo foi realizado por meio da correlação entre o índice de escoamento superficial em áreas com cana-de-açúcar e o índice de uso de agrotóxicos.

Como resultado, obteve-se a estimativa à contaminação por agrotóxicos do escoamento superficial, a qual apresentou crescimento das classes Forte e Muito forte entre as subbacias hidrográficas na escala temporal.

Já com relação aos sedimentos exportados, sua estimativa à contaminação se deu pela sobreposição entre os dados de índice de sedimentos exportados em áreas com cana-de-açúcar e o índice de uso de agrotóxicos. As classes Forte e Muito forte foram as que mais evoluíram entre as subbacias hidrográficas, enquanto as demais classes não apresentaram significativa representatividade no período analisado.

Dentro de uma perspectiva sistêmica, a interrelação entre as variáveis avaliadas até então, condicionaram, como síntese, na vulnerabilidade à contaminação ambiental na área do presente estudo.

Portanto, buscamos, primeiramente, avaliar a vulnerabilidade ambiental de acordo com o IABH. Neste resultado, foi necessária a correlação entre o escoamento superficial e os sedimentos exportados contaminados por agrotóxicos e o índice de apropriação das subbacias hidrográficas pela cana-de-açúcar. Na sequência analisamos a vulnerabilidade à contaminação ambiental de acordo com o IPCD, onde foram sobrepostos o escoamento superficial e sedimentos exportados contaminados por agrotóxicos e o índice de pressão direta dos canais de drenagem pela cana-de-açúcar nas subbacias hidrográficas.

Em ambas as análises, verificou-se o crescimento das classes Forte e Muito forte, demonstrando que, ao longo da escala temporal considerada, nas subbacias hidrográficas e em seus respectivos cursos hídricos tem-se intensificado os riscos ambientais associados a contaminação do meio ambiente, em uma relação sociedade-natureza de modo adverso, ou seja, marcada pelo uso predatório dos recursos naturais.

Os resultados apresentados sobre a vulnerabilidade à contaminação ambiental corroboram a hipótese levantada no início da tese, pois o aumento de área com cana-de-açúcar repercutiu claramente sobre o IABH e o IPCD, assim como no uso de agrotóxicos e a consequente contaminação da água e sedimentos.

A utilização do método *Curve Number* e da Equação Universal de Perda de Solos para estimar o escoamento superficial e a erosão laminar, respectivamente, embora tenha demonstrado grande influência dos elementos físicos-naturais contribuiu para compreendermos a dinâmica destes processos, especialmente em áreas destinadas a cana-de-açúcar, e, quando analisados de modo integrado, auxiliam na identificação de áreas mais vulneráveis a processos de degradação ambiental.

Por fim, uma vez respondidas as indagações postas no início da tese, assim como cumpridos os objetivos específicos elencados e confirmada a hipótese levantada, este trabalho contribui para tomada de ações sustentáveis relacionadas ao planejamento ambiental e de pesquisas na área de estudo, visando mitigar os impactos negativos potencializados pela monocultura canavieira.

## REFERÊNCIAS

- ADGER, W. N. Vulnerability. Norwich- UK: **Global Environmental Change**, v. 16. 2006, p. 268-281.
- ALI, G. A.; ROY, A. G. A case study on the use of appropriate surrogates for antecedent moisture conditions (AMCs). **Hydrology and Earth System Sciences**. v. 14. 2010. p. 1843 - 1861.
- ALI, G.V.; ROY, A.G. Revisiting hydrologic sampling strategies for an accurate assessment of hydrologic connectivity in humid temperate systems. **Geography Compass**. v. 3. 2009. p. 350- 374.
- ALMEIDA, F. F. M.; MELO, M. S. A Bacia do Paraná e o vulcanismo mesozóico. *In*: Mapa Geológico do Estado de São Paulo. Escala 1:500.000. **Revista Geologia USP, Série Científica**. São Paulo, Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo S/A, v. 1, 1981, p. 46-81. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/guspsc/article/view/215941>. Acesso em: 15 jan. 2022.
- ALMEIDA, L. Q. **Vulnerabilidades socioambientais de rios urbanos**: bacia hidrográfica do rio Maranguapinho, região metropolitana de Fortaleza, Ceará, 2010. 278 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro- SP. Disponível em: <https://acervodigital.unesp.br/handle/11449/104309>. Acesso em: 17 nov. 2022.
- ALMEIDA, M. A.; *et al.* Geologia do oeste paulista e áreas fronteiriças dos estados de Mato Grosso do Sul e Paraná. *In*: Congresso Brasileiro de Geologia, v. 31, **Anais [...]**, Camboriú, SBG, 1980, p. 2799-2812. Disponível em: <file:///C:/Users/lenov/Downloads/GeologiadoOestePaulistaeAreasFronteiriassdosEstadosdeMatogrossodoSuleParan.pdf>. Acesso em: 14 mar. 2023.
- ALMEIDA, W. F. Trabalho agrícola e sua relação com saúde doença. *In*: Mendes, R. **Patologia do Trabalho**. São Paulo: Atheneu, 1995. p. 487-544.
- AMATO NETO, J. A indústria de máquinas agrícolas no Brasil: origens evolução. **Revista da Administração de Empresas**, São Paulo, v. 25, 1995. p. 57- 69. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rae/a/w6cmxVRdNvfdRZFjchxJkMf/>. Acesso em: 19 nov. 2022.
- AMÉRICO, J. H. P.; *et al.* O uso de agrotóxicos e os impactos nos ecossistemas aquáticos. **Revista Científica ANAP Brasil**, v. 8, n. 13, 2015.
- ANDRADE, L. F. **Análise espaço-temporal do escoamento superficial nas Bacias Hidrográficas dos rios Aguapé e Peixe, Oeste Paulista, Brasil**. 2014. 135 f. Dissertação (Mestrado em Geografia). Faculdade de Ciências e Tecnologia, Unesp, campus de Presidente Prudente- SP. Disponível em: [https://lreferencia.info/vufind/Record/BR\\_4c9ce5940bb468fd1bb1baf2d311820d](https://lreferencia.info/vufind/Record/BR_4c9ce5940bb468fd1bb1baf2d311820d). Acesso em: 03 nov. 2022.

ANDRIUCCI, L. R.; SANT'ANNA NETO, J. L.; FERREIRA, M. E. M. C. Análise da variabilidade e tendência das chuvas e a descrição da produção agrícola na Bacia do rio Pirapó – PR. *In: Revista Boletim de Geografia*, v.20, n.2, 2002. p.14-57. Disponível em: <https://periodicos.uem.br/ojs/index.php/BolGeogr/article/view/12317/7266>. Acesso em: 15 jan. 2022.

ANFAVEA. **Licenciamento de veículos por tipo de combustível**, São Paulo, 2017. Disponível em: <http://www.anfavea.com.br/estatisticas-2017.html>. Acesso em: 21 set. 2021.

ANJUM, R.; *et al.* Molecular characterization of conjugative plasmids in pesticide tolerant and multiresistant bacterial isolates from contaminated alluvial soil. *Chemosphere. s.l.*: Available at Science Direct, 2011.

ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Reclassificação Toxicológica dos Agrotóxicos**. Ministério da saúde, 2019. Disponível em: [http:// antigo.anvisa.gov.br/](http://antigo.anvisa.gov.br/). Acesso em: 20 mai. 2021.

ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Resolução/RE nº 2.080, 31 de julho de 2019**. Divulgar a reclassificação toxicológica de acordo com o disposto na Resolução da Diretoria Colegiada - RDC nº 294, de 29 de julho de 2019, baseada nos critérios definidos pelo Sistema Globalmente Harmonizado de Classificação e Rotulagem de Produtos Químicos (GHS). 2019. Ministério da saúde. 2019. Disponível em: <https://in.gov.br/web/dou/-/resolucao-re-n-2080-de-31-de-julho-de-2019-208203097>. Acesso em: 23 mai. 2022.

AQUINO, A. R; PALETTA, F. C; ALMEIDA, J. R. **Vulnerabilidade ambiental**. São Paulo: Blucher, 2017. 112 p.

ARAÚJO, G. H. S.; ALMEIDA, J. R.; GUERRA, A. J. T. **Gestão Ambiental de Áreas Degradadas**. 10ª ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2013, 320 p.

ARAÚJO, R. R. de.; *et al.* Geotecnologia e análise multivariada: investigação da variabilidade da qualidade da água e da apropriação da rede de drenagem pela cana-de-açúcar no Pontal do Paranapanema – SP. *In: REIS, A. T. et al. Trabalho, Ambiente, Saúde e Educação: Experiências e metodologias de pesquisa em Geografia*. 1ª ed. Belo Horizonte: Editora Poisson, 2021. p. 148- 167. Disponível em: [https://poisson.com.br/livros/individuais/Metodologia\\_CETAS/Metodologia\\_CETAS.pdf](https://poisson.com.br/livros/individuais/Metodologia_CETAS/Metodologia_CETAS.pdf). Acesso em: 22 nov. 2023.

AZEVEDO, F. **Canaviais e engenhos na vida política do Brasil: ensaio sociológico sobre o elemento político na civilização do açúcar**. 2. ed. São Paulo: Melhoramentos, 1958. 186 p.

BARBERA-CASTILLO, N. M. **Diversidad de especies de hormigas en sistemas agroforestales contrastantes de café, em Turrialba, Costa Rica**. 2001. 99 f. Dissertação (Mestrado) – Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica. Disponível em: <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/6078>. Acesso em: 10 fev. 2022.

BARRETO, M. J; THOMAZ JÚNIOR, A. A trajetória do agrohidronegócio canavieiro no brasil no contexto da reestruturação produtiva do capital. **PEGADA-A Revista da Geografia**

**do Trabalho**, v. 21, n. 1, p. 139-168, 2020. Disponível em:  
<https://doi.org/10.33026/peg.v21i1.7220>. Acesso em: 20 mai. 2022.

BARRETO-NETO, A. A.; SOUZA FILHO, C. R. Modelagem dinâmica de escoamento superficial. *In: Anais XI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Belo Horizonte, 2003. 2427-2434 p. Disponível em:  
[marte.dpi.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbst/2002/11.13.18.12/doc/18\\_149.pdf](http://marte.dpi.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbst/2002/11.13.18.12/doc/18_149.pdf). Acesso em: 09 fev. 2023.

BERTALANFFY, L.V. **Teoria Geral dos Sistemas**: fundamentos, desenvolvimento e aplicações. 3ª ed. Petrópolis: Vozes, 2008, 360 p.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator C para as culturas de soja e trigo em três sistemas de preparo em um Cambissolo Húmico alumínico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, 2001, p. 451-461. Disponível em:  
<https://www.scielo.br/j/rbcs/a/6GGZTw7LdhJgZcvzWz3dWRg/?lang=pt>. Acesso em 05 mar. 2022.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 4ª ed. Campinas: Ícone, 1999, 355 p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Embasamento técnico do programa estadual de microbacias hidrográficas. *In: Lombardi Neto, F.; Drugowich, M.I. (coord.). Manual técnico de manejo e conservação de solo e água*. Campinas: CATI, v. 1, 1994.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F.; BENATTI JR., R. Equação de perdas de solo. **Boletim Técnico**, 21. Instituto Agrônomo, Campinas- SP, 1975. 25p.

BESKOW, S.; *et al.* Estimativa do escoamento superficial em uma bacia hidrográfica com base em modelagem dinâmica e distribuída. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, n. 1, 2009, 169-178 p. Disponível em:  
<https://www.scielo.br/j/rbcs/a/rf5bKNhTX6gBzKFJpNQWwCj/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 09 fev. 2023.

BEST, A. *et al.* A critical review of paired catchment studies with reference to seasonal flow and climatic variability. **Technical Report**, 2003. Disponível em:  
<http://www.clw.csiro.au/publications/technical2003/tr25-03.pdf>. Acesso em 10 fev. 2022.

BOIN, M. N. **Chuvvas e Erosões no Oeste Paulista**: Uma Análise Climatológica Aplicada. 2000. 264 f. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. Disponível em:  
<https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/d1b84131-dea2-4de4-8319-6ef663d1a04b/content>. Acesso em: 03 nov. 2023.

BOMBARDI, L. M. **Geografia do uso de agrotóxicos no Brasil e conexões com a União Europeia**. São Paulo: USP, 2017, 292 p.

BORSELLI, L.; CASSI, P.; TORRI, D. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: a GIS and field numerical assessment. **Catena**, v.75, 2008, p. 268 - 277.

BOTELHO, R.G.M. Planejamento Ambiental em Microbacia Hidrográfica. *In*: GUERRA, A.J.T.; DA SILVA, A.S.; BOTELHO, R.G.M. (org.). **Erosão e Conservação dos Solos: conceitos, temas e aplicações**. 10ª ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2015. Cap. 8, p. 269-300.

BRACKEN, L. J.; CROKE, J. The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff dominated geomorphic systems. **Hydrological Processes**, v. 21, 2007, p. 1749–1763.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3ª ed. Porto Alegre: Bookman, 2013, 670 p.

BRANDÃO, A. **Cana-de-açúcar, Álcool e açúcar na história e no desenvolvimento social do Brasil: Séc. 16-20**. Brasília: Ed. Horizonte INL, 1984, 269 p.

BRANDT NETO, M.; PETRI, S.; COIMBRA, A.M. Considerações sobre a estratigrafia e ambiente de sedimentação da Formação Bauru. *In*: Congresso Brasileiro de Geologia, Sociedade Brasileira de Geologia, v. 30, **Anais [...]**, Recife, 1978, p. 557-566.

BRASIL. **Decreto nº 19.717, de 20 de fevereiro de 1931**. Estabelece a aquisição obrigatória de álcool, na proporção de 5% da gasolina importada, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília / DF, 1931. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/1930-1949/d19717.htm#:~:text=DECRETO%20Nº%2019.717%2C%20DE%20%20DE%20FEV%20EREIRO%20DE%201931.&text=Estabelece%20a%20aquisição%20obrigatória%20de,importada%2C%20e%20dá%20outras%20providências](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1930-1949/d19717.htm#:~:text=DECRETO%20Nº%2019.717%2C%20DE%20%20DE%20FEV%20EREIRO%20DE%201931.&text=Estabelece%20a%20aquisição%20obrigatória%20de,importada%2C%20e%20dá%20outras%20providências). Acesso em: 28 nov. 2021.

BRASIL. **Decreto nº 22.789, de 1 de junho de 1933**. Cria o Instituto do Açúcar e do Álcool e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília / DF, 1933 (Revogado pelo Decreto nº 99.999 de 1991). Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/1930-1949/d22789.htm#:~:text=DECRETO%20No%2022.789%2C%20DE%201%2C%20BA%20DE%20JUNHO%20DE%201933.&text=Cria%20o%20Instituto%20do%20Assucar%20e%20do%20Alcool%20e%20dá%20outras%20providências](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1930-1949/d22789.htm#:~:text=DECRETO%20No%2022.789%2C%20DE%201%2C%20BA%20DE%20JUNHO%20DE%201933.&text=Cria%20o%20Instituto%20do%20Assucar%20e%20do%20Alcool%20e%20dá%20outras%20providências). Acesso em: 27 nov. 2021.

BRASIL. **Decreto nº 76.593/1975, de 14 de novembro de 1975**. Institui o Programa Nacional do Álcool e dá outras providências. Brasília, DF. Presidência da República, 1975. Disponível em: <https://legislacao.presidencia.gov.br/atos/?tipo=DEC&numero=76593&ano=1975&ato=baaUzaE10MnRVTe2e>. Acesso em 14 ago. 2021.

BRASIL. **Instrução Normativa RDC/ANVISA nº 34, de 29 de julho de 2019**. Estabelece e dá publicidade à lista de componentes não autorizados para uso em agrotóxicos e afins. Diário Oficial da União. Brasília, DF, 2019. Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou/-/instrucao-normativa-n-34-de-29-de-julho-de-2019-207941936>. Acesso em: 20 ago. 2021.

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, e inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 1989. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L7802.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L7802.htm). Acesso em: 27 mai. 2020.

**BRASIL. Lei nº 12.527, de 18 Novembro de 2012.** Regula o acesso à informação previsto no inciso XXXIII do art. 5º, no inciso II do § 3º do art. 37 e no § 2º do art. 216 da Constituição Federal; altera a Lei nº 8.112, de 11 de dezembro de 1990; revoga a Lei nº 11.111, de 5 de maio de 2005, e dispositivos da Lei nº 8.159, de 8 de janeiro de 1991; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília / DF, 2011. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2011/lei/112527.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2011/lei/112527.htm). Acesso em: 27 mai. 2022.

**BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.** Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília / DF, 2012. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm). Acesso em: 09 Jun. 2022.

**BRASIL. Organização Pan- Americana de Saúde - OPAS:** Manual de Vigilância da Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos. Brasília, DF, 1997. Disponível em: <https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/livro2.pdf>. Acesso em: 20 ago. 2021.

**BRASIL. Projeto de Lei n. 6.670, 13 de dezembro de 2016.** Institui a Política Nacional de Redução de Agrotóxicos – PNARA, e dá outras providências. Comissão de Legislação Participativa. Brasília, DF, Câmara dos Deputados, 2016. Disponível em: <https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=2120775>. Acesso em: 23 mai. 2022.

**BRASIL. Projeto de Lei nº 6.299, de 13 de março de 2002.** Dispõe que o registro prévio do agrotóxico será o do princípio ativo; dá competência à União para legislar sobre destruição de embalagem do defensivo agrícola. Diário Oficial da União. Brasília, DF, 2002. Disponível em: [https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/prop\\_mostrarintegra?codteor=1654426](https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra?codteor=1654426). Acesso em: 15 ago. 2021.

**BRASIL. Projeto de Lei nº 6.670, de 13 de dezembro de 2016.** Institui a Política Nacional de Redução de Agrotóxicos - PNARA, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2016. Disponível em: [https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/prop\\_mostrarintegra;jsessionid=node071uht826t44m174vqc4ac93dg4991644.node0?codteor=1697945&filename=Avulso+-PL+6670/2016](https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra;jsessionid=node071uht826t44m174vqc4ac93dg4991644.node0?codteor=1697945&filename=Avulso+-PL+6670/2016). Acesso em: 15 ago. 2021.

**BRASIL. Resolução CONAMA, nº 2 de 18 de abril de 1996.** Diário Oficial da União, Brasília / DF, 1996. Disponível em: [https://cetesb.sp.gov.br/licenciamento/documentos/1996\\_Res\\_CONAMA\\_2.pdf](https://cetesb.sp.gov.br/licenciamento/documentos/1996_Res_CONAMA_2.pdf). Acesso em: 28 nov. 2021.

BRASIL. **Resolução CSJT, nº 185, de 18 de outubro de 2017.** Dispõe sobre a padronização do uso, governança, infraestrutura e gestão do Sistema Processo Judicial Eletrônico (PJe) instalado na Justiça do Trabalho e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2020. Disponível em:

<https://www.trt1.jus.br/documents/3749788/0/Resolucao+CSJT+185-2017+republicada.pdf/552b24f2-2326-a31d-e7cd-21f2d841af9b#:~:text=Dispõe%20sobre%20a%20padronização%20do,Trabalho%20e%20dá%20outras%20providências>. Acesso em: 08 nov. 2023.

BRASIL. **Resolução da Diretoria Colegiada RDC/ ANVISA, nº 294, de 29 de junho 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. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2019. Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou/-/resolucao-da-diretoria-colegiada-rdc-n-294-de-29-de-julho-de-2019-207941987>. Acesso em: 20 ago.2021.

BRASIL. **Resolução da Diretoria Colegiada RDC/ ANVISA, nº 296, de 29 de junho de 2019.** Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2019. Disponível em: [https://www.in.gov.br/web/dou/-/resolucao-da-diretoria-colegiada-rdc-n-296-de-29-de-julho-de-2019-08028718?utm\\_campaign=informativo\\_infraestrutura\\_\\_agosto\\_2019&utm\\_medium=email](https://www.in.gov.br/web/dou/-/resolucao-da-diretoria-colegiada-rdc-n-296-de-29-de-julho-de-2019-08028718?utm_campaign=informativo_infraestrutura__agosto_2019&utm_medium=email). Acesso em: 20 ago. 2021.

BRASIL. **Resolução da Diretoria Colegiada RDC/ANVISA, nº 295, de 29 de junho 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. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2019. Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou/-/resolucao-da-diretoria-colegiada-rdc-n-295-de-29-de-julho-de-2019-207944205>. Acesso em: 20 ago. 2021.

BRAY, S. C.; FERREIRA, E. R.; RUAS, D. G. G. **As políticas da agroindústria canavieira e o PROÁLCOOL no Brasil.** Marília: Editora Oficial Universitária, 2000, 104 p.

BRIERLEY, G.; FRYIRS, K.; JAIN, V. Landscape connectivity: the geographic basis of geomorphic applications. *Área*, v. 38, 2006, p. 165-174.

CÂMARA, M. R. G; CALDARELLI, C. E. Expansão canavieira e o uso da terra no estado de São Paulo. **Estudos Avançados**, v. 30, 2016, p. 93-116.

CARMO, B. de A. do; *et al.* Vulnerabilidade à contaminação por agrotóxicos da rede de drenagem na unidade de gerenciamento de recursos hídricos Pontal do Paranapanema - São Paulo. **Caderno Prudentino de Geografia**, Presidente Prudente- SP, v. 3, 2021. p. 201-223. Disponível em: <https://revista.fct.unesp.br/index.php/cpg/article/view/7710>. Acesso em: 22 dez. 2022.

CARNEIRO, F. F.; *et al.* **Dossiê Abrasco: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde.** Rio de Janeiro: EPSJV/Expressão Popular, 2015, 624 p. Disponível em: <file:///C:/Users/lenov/Downloads/Livro%20EPSJV%20013036.pdf>. Acesso em: 23 jul. 2022.

CARVALHO, F.; RODRIGUES, S. Método Curve Number–pesquisas e discussões dos parâmetros valor CN e abstração inicial. **Geografia Ensino & Pesquisa**, Santa Maria, v. 25, n. 31, 2021, p. 1-50.

CARVALHO, L.; *et al.* Cana-de-Açúcar e Álcool Combustível: Histórico, Sustentabilidade e Segurança Energética. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, Centro Científico Conhecer, v. 9, n. 16, 2013. Disponível em: <https://conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/3381>. Acesso em: 15 jan. 2022.

CARVALHO, M. P. *et al.* Índices de erosividade da chuva correlacionados com as perdas de um podzólico vermelho-amarelo estrófico textura argilosa / muito argilosa de mococa (sp): primeira aproximação do fator erodibilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa- MG, v. 13, n. 2, 1989, p. 237-42.

CARVALHO, M. P.; *et al.* Parâmetros de erosividade da chuva e da enxurrada correlacionados com as perdas de solo e determinação da erodibilidade de um Podzólico Vermelho-Amarelo de Pindorama. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa- MG, 1997, p.279-286.

CARVALHO; N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2ª ed. 2008. 600 p.

CASSETI, V. **Ambiente e apropriação do relevo**. São Paulo: Contexto, 1991. 146 p.

CHENG, J. D.; LIN, L. L.; LU, H. S. Influence of forests on water flows from headwater watersheds in Taiwan. *Forest Ecology and Management*. **Science Direct**. v.165, 2002, p.11-28. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112701006260>. Acesso em: 14 fev. 2023.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. São Paulo: Edgard Blücher, 1974, 190 p.

CBH -AP. Comitê de Bacias Hidrográficas dos Rios Aguapeí e Peixe. **Relatório Zero**. 1997. Disponível em: <http://cbhap.org/publicacoes/pbh/relatorioz/>. Acesso em: 20 abr. 2019.

CBH -AP. Comitê de Bacias Hidrográficas dos Rios Aguapeí e Peixe. **Plano de Bacia das Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos rios Aguapeí e Peixe (UGHRI 20-21)**. 2017. Disponível em: <http://cbhap.org/publicacoes/pbh/>. Acesso em: 10 mai. 2019.

CETESB- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Diagnóstico da Contaminação de Águas Superficiais, Subterrâneas e Sedimentos por Agrotóxicos. **Relatório final**. 2019. Disponível em: [https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/10/Diagnostico-da-Contaminacao-de-Aguas-Superficiais-Subterraneas-e-Sedimentos-por-Agrotoxicos\\_.pdf](https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/10/Diagnostico-da-Contaminacao-de-Aguas-Superficiais-Subterraneas-e-Sedimentos-por-Agrotoxicos_.pdf). Acesso em: 20 abr. 2020.

CONFALONIERI, U. E. C. Variabilidade climática, vulnerabilidade social e saúde no Brasil. **Revista Terra Livre**, São Paulo, v. 1, n. 20, 2003. p. 193-204. Disponível em: <https://publicacoes.agb.org.br/terralivre/article/view/185/169>. Acesso em: 19 jul. 2022.

COSTA, T. C. *et al.* Vulnerabilidade ambiental em sub-bacias hidrográficas do estado do Rio de Janeiro por meio de integração temática da perda do solo (USLE), variáveis morfométricas

e o uso/cobertura da terra. *In: Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Florianópolis-SC, 2007, p. 2493-250. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1010640/vulnerabilidade-ambiental-em-sub-bacias-hidrograficas-do-estado-do-rio-de-janeiro-por-meio-de-integracao-tematica-da-perda-do-solo-usle-variaveis-morfometricas-e-o-usocobertura-da-terra>. Acesso em: 05 fev. 2023.

CROKE, J. *et al.* Sediment concentration changes in runoff pathways from a forest road network and the resultant spatial pattern of catchment connectivity. *Geomorphology*, v. 68, 2005, p. 257–268.

CROKE, J.; FRYIS, K.; THOMPSON, C. Channel-floodplain connectivity during an extreme flood event: implications for sediment erosion, deposition, and delivery. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 38, 2013, p. 1444-1456.

CUTTER, S. L. A ciência da vulnerabilidade: modelos, métodos e indicadores. Coimbra: *Revista Crítica de Ciências Sociais*, Coimbra, v. 93, *s.n.*, 2011. p. 59-69. Disponível em: <https://journals.openedition.org/rccs/165>. Acesso em: 17 nov. 2022.

CUTTER, S. L. **A Vulnerability to environmental hazards**. Coimbra: Progress in Human Geograpy. v. 20, n. 4, 1996, p. 529-539. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/030913259602000407>. Acesso em: 17 nov. 2023.

DAMASCO, F. S. **Relações rios/cidades na produção e organização do espaço: perspectiva integrada para o Ordenamento Urbano-Ambiental do rio Alcântara (RJ)**. 2016. 225 f. Dissertação. (Mestrado em Geografia). Universidade Federal Fluminense, Instituto de Geociências, Programa de Pós-graduação em Geografia. Niterói. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/314230113\\_RELACOES\\_RIOSCIDADE\\_NA\\_PRODUCAO\\_E\\_ORGANIZACAO\\_DO\\_ESPACO\\_Perspectiva\\_integrada\\_para\\_o\\_Ordenamento\\_Urbano-Ambiental\\_do\\_rio\\_Alcantara\\_RJ](https://www.researchgate.net/publication/314230113_RELACOES_RIOSCIDADE_NA_PRODUCAO_E_ORGANIZACAO_DO_ESPACO_Perspectiva_integrada_para_o_Ordenamento_Urbano-Ambiental_do_rio_Alcantara_RJ). Acesso em: 03 nov. 2022.

DEGRANDE. E.J.S; BORTOLUZZI, L.N. Análise da Fragilidade Ambiental Potencial e Emergente da Bacia Hidrográfica do córrego da Onça, Presidente Prudente- SP. *Revista Geografia em Questão*, Marechal Cândido Rondon, v. 13, 2020. p. 33- 50. Disponível em: <https://e-revista.unioeste.br/index.php/geoemquestao/article/view/22570>. Acesso em: 03 nov. 2023.

DESMET, P.J. GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation, s.l.*, n. 51, 1996, p. 427-433. Disponível em: <https://go.gale.com/ps/i.do?p=AONE&u=googlescholar&id=GALE|A18832564&v=2.1&it=r&sid=AONE&asid=555140ae>. Acesso em: 04 ago. 2021.

DREW, D. **Processos interativos homem-meio ambiente**. 5ª ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2002, 206 p.

DUARTE, N. S. **Conectividade no sistema de drenagem do Rio Sana, afluente do Rio Macaé -RJ**. 2015. 98f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto de Geociências,

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. Disponível em: [objdig.ufrj.br/16/teses/832732.pdf](http://objdig.ufrj.br/16/teses/832732.pdf). Acesso em: 24 jan. 2023.

EMBRAPA. Embrapa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias. **Agrotóxicos, só se for legal**. 2000. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/57568336/artigo-agrotoxico-so-se-for-legal>. Acesso em: 14 ago. 2021.

FAO/STAT. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura**. 2020. Disponível em <https://www.fao.org/faostat/en/#data/RP>. Acesso em: 23 ago. 2021.

FASOLO, P. J. Importância e uso dos levantamentos de solos e suas relações com o planejamento do uso da terra. *In*: Congresso Brasileiro de Encontro Nacional de Pesquisa sobre Conservação de Solo, v. 8. **Anais [...]** Londrina, 1990. p. 61-75.

FENDRICH, R.; *et al.* **Drenagem e controle da erosão urbana**. Curitiba: Champagnat, v. 4, 1997, p. 486.

FERNANDES L.A. **Estratigrafia e evolução geológica da parte oriental da Bacia Bauru (Ks, Brasil)**. 216 f. 1998. Tese (Doutorado em Geologia Sedimentar) Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em: [https://teses.usp.br/teses/disponiveis/44/44136/tde-16012014-142739/publico/Fernandes\\_doutorado.pdf](https://teses.usp.br/teses/disponiveis/44/44136/tde-16012014-142739/publico/Fernandes_doutorado.pdf). Acesso em: 20 mar. 2024.

FERNANDES, L. A. Mapa litoestratigráfico da parte oriental da Bacia Bauru (PR, SP, MG), escala 1: 1.000. 000. **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 55, 2004. Disponível em: <https://ojs.homologa.ufpr.br/geociencias/article/view/4283>. Acesso em: 15 ago. 2023.

FERNANDES L. A; COIMBRA A. M. Revisão estratigráfica da parte oriental da Bacia Bauru Neocretáceo). **Rev. Bras. Geociências**, v. 4, n. 30, p. 717-728. 2000. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/284341469\\_Revisao\\_estratigrafica\\_da\\_parte\\_oriental\\_da\\_Bacia\\_Bauru\\_Neocretaceo](https://www.researchgate.net/publication/284341469_Revisao_estratigrafica_da_parte_oriental_da_Bacia_Bauru_Neocretaceo). Acesso em: 20 mar. 2024.

FERNANDES L.A.; COIMBRA A.M. The Late Cretaceous Caiuá Desert (Bauru Basin, Brazil). **International Geological Congress**, n. 31, *s.p.*, 2000, Rio de Janeiro, Brasil. Abstracts Volume (CD-ROM, General Symposia, 3.6). Disponível em: <https://repositorio.usp.br/directbitstream/3dcf7f01-61f6-4901-b452-530d353ebdf0/3040191.pdf>. Acesso em: 20 mar. 2024.

FERNÁNDEZ, G. J. Clasificación general de los plaguicidas. *In*: FERNÁNDEZ, G. J. **Intoxicación por plaguicidas: fisiopatología, clínica y tratamiento**. Montevideo: Bibliomédica, 1970. p. 35-46.

FERREIRA, E. C. **Mapeamento e análise da suscetibilidade à erosão pluvial na Unidade de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do rio Aguapeí (UGRHI 20), no Estado de São Paulo, Brasil**. Presidente Prudente - SP, 2019, 105 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente-SP. Disponível em: [file:///C:/Users/Usuario/Downloads/ferreira\\_ec\\_me\\_prud.pdf](file:///C:/Users/Usuario/Downloads/ferreira_ec_me_prud.pdf). Acesso em: 15 set. 2022.

FIGUEIRÊDO, M. C. B.; *et al.* Análise da vulnerabilidade ambiental. Fortaleza-CE: **EMBRAPA Agroindústria Tropical**, 2010.

FIGUEIRÊDO, M. C. B.; *et al.* Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. Rio de Janeiro: **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, n. 4, 2007. p. 399-409. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_serial&pid=14134152&nrm=iso&rep=lng=pt](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_serial&pid=14134152&nrm=iso&rep=lng=pt). Acesso em: 19 jan. 2023.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **Soil Erosion by water: some measures for its control and cultivated lands**. Rome, 1965, 284 p. Disponível em: [https://books.google.com.br/books?id=6KeL3ix6ZqQC&printsec=frontcover&hl=pt-BR&source=gbs\\_ge\\_summary\\_r&cad=0#v=onepage&q&f=false](https://books.google.com.br/books?id=6KeL3ix6ZqQC&printsec=frontcover&hl=pt-BR&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false). Acesso em: 04 jan. 2023.

FOLGADO, C. F. Agroecologia: uma forma de promoção da saúde ao enfrentar a doença do agronegócio. **Tempus – Actas De Saúde Coletiva**, Brasília, v.8, n.2, 2014. p. 297-303. Disponível em: <https://doi.org/10.18569/tempus.v8i2.1526>. Acesso em: 23 jul. 2023.

FORNELOS, L. F.; NEVES, S. M. A. S. Uso de modelos digitais de elevação (MDE) gerados a partir de imagens de radar interferométricos (SRTM) na estimativa de perdas de solo. **Revista Brasileira de Cartografia**, Uberlândia, v. 59, n.1. 2007, p. 25-33. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/43962/23215>. Acesso em: 22 jan. 2022.

FOSTER, J. B. **La ecología de Marx: Materialismo y naturaleza**. 1ª ed. Madrid: El Viejo Topo, 2000, 440 p.

FREIRE, O.; PESSOTTI, J. E. S. Erodibilidade dos solos do Estado de São Paulo. **Anais da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz**, v. 31, 1974, p. 333-350. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aesalq/a/mwMByTvpbF6QWD67ZKbCj9b/?lang=pt#>. Acesso em: 27 fev. 2023.

FRESSARD, M.; COSSART, E. A graph theory tool for assessing structural sediment connectivity: Development and application in the Mercurey vineyards. **Science of the Total Environment**. v. 651, 2018, p. 2566-2584.

FRIEDRICH, K.; *et al.* **Dossiê Abrasco: Contra o Pacote do Veneno e em Defesa da Vida!** Porto Alegre: Rede Unida, 2021, 336 p. Disponível em: <https://editora.redeunida.org.br/wp-content/uploads/2021/07/Livro-Dossie---Contra-o-Pacote-do-Veneno-e-em-Defesa-da-Vida.pdf>. Acesso em: 17 nov. 2023.

FRYIRS, K. (Dis) Connectivity in catchment sediment cascades: a fresh look at the sediment delivery problem. **Earth Surface Processes and Landforms**, v.38, 2013. p. 30- 46.

FRYIRS, K.A; *et al.* Buffers, barriers and blankets: the (dis)connectivity of catchment-scale sediment cascades. **Catena** 70, 2007. p. 49- 67.

FURTADO, C. **Formação Econômica do Brasil**. 34ª ed. São Paulo: Companhia das letras, 2007, 351 p.

FUSHIMI, M. **Vulnerabilidade Ambiental aos processos erosivos lineares nas áreas rurais do município de Presidente Prudente- SP**. 2012. 141 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente-SP. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br>. Acesso em: 17 jan. 2023.

FUSHIMI, M. **Vulnerabilidade ambiental aos processos erosivos lineares de parte dos municípios de Marabá Paulista - SP e Presidente Epitácio - SP**. 2016. 199 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente -SP. 2016. Disponível em: [https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UNSP\\_5e0f7a986faf88d79051e6f6ce8476df](https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UNSP_5e0f7a986faf88d79051e6f6ce8476df). Acesso em: 17 nov. 2023.

GARCEZ, L. N.; ALVAREZ, G. A. **Hidrologia**. 2ª ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1988, 291 p.

GASNIER, C.; *et al.* Glyphosate-based herbicides are toxic and endocrine disruptors in human cell lines. **Toxicology**, v. 262, 2009. p. 184-191.

GEBLER, L.; *et al.* Dispersão de poluentes e seu monitoramento na agropecuária. *In:* GEBLER, L; PALHARES, J.C.P. **Gestão Ambiental na Agropecuária**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007, cap. 5, 105- 166 p.

GERASIMOV, I. P.; MESCHERIKOV, J. A. Morphostructure. **The encyclopedia of geomorphology**. Ed. RW Fairbridge, 1968. p. 731-732.

GOSS, D.W. Screening Procedure for Soils and Pesticides for Potential Water Quality Impacts. **Weed Technology**, v.6, 1992. p.701-708.

GRIEBELER, N. P.; *et al.* Variabilidade espacial da seção transversal de terraços posicionados em nível. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 6, 1998. p. 1-11.

GUERRA, A. J. T.; BOTELHO, R. G. M. Erosão dos Solos. *In:* CUNHA, L. B.; GUERRA, A. J. T. **Geomorfologia do Brasil**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2001, p. 181- 227.

GUERRA, A. J. T. **Dicionário geológico-geomorfológico**. 11ª ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2015. 648p.

GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro, 339 p, 1999, 648 p.

GUERRA, A.J.T.; **Geomorfologia urbana**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2011, 280 p.

HACK, J. T. Interpretation of erosional topography in humid temperate regions. **American Journal of Science Bradley**, v. 258, 1960.p. 80-97.

HARVEY, A. M. Holocene hillslope gully systems in the Howgill Fells. **Advances in hillslope processes**, Cumbria, v. 2, 1996, p. 731-752.

HARVEY, D. **17 Contradições e o fim do capitalismo**. São Paulo: Editora Boitempo, 2016, 304 p.

HARVEY, D. **Os limites do capital**. São Paulo: Boitempo, 2013. 592 p.

HECKMANN, T.; *et al.* Indices of sediment connectivity: opportunities, challenges and limitations. **Earth Science Reviews**. v. 187, 2018. p. 77-108.

HOLTZ, R.D.; KOVACS, W. D. An introduction to geotechnical engineering. Englewood, Cliffs, Prentice-Hall. **Science Research**, Washington-DC, 1981. 733p. Disponível em: <https://www.scirp.org/%28S%28lz5mqp453edsnp55rrgjt55%29%29/reference/referencespapers.aspx?referenceid=2517725>. Acesso em: 24 jun. 2022.

HOOKE, J. M. River meander behaviour and instability: a framework for analysis. **Transcriptions of the Institute of British Geogr.** v 28, 2003. p. 238-253.

IAC. Instituto Agrônomo de Campinas. **Solos do Estado de São Paulo**, 1999. Disponível em: <https://www.iac.sp.gov.br/solosp/>. Acesso em: 20 out. 2019.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Boletim de Comercialização de agrotóxicos e afins: Histórico de vendas 2000 a 2017**. Brasília: IBAMA, 2018. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>. Acesso em: 23 mai. 2023.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Uso da Terra**. 3ª ed. Rio de Janeiro: 2013. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?id=281615&view=detalhes> Acesso em: 20 out. 2019.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Perfil dos municípios brasileiros. Suplemento Meio Ambiente - 2002. **Pesquisa de informações básicas municipais**. Rio de Janeiro: IBGE, 2005. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/saude/19879-suplementos-munic2.html?edicao=10788>. Acesso em: 23 ago. 2023.

INCA. Instituto Nacional do Câncer. **Posicionamento do INCA acerca dos agrotóxicos**, 2020. Disponível em: <https://www.inca.gov.br/publicacoes/notas-tecnicas/posicionamento-do-inca-acerca-dos-agrotoxicos>. Acesso em: 17 out. 2019.

IPT. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. **Mapa Geológico do Estado de São Paulo: 1:500.000**. São Paulo: IPT, vol. 1, 1981.

IPT. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. **Cadastramento de pontos de erosão e inundação no Estado de São Paulo**. São Paulo: IPT, Relatório Técnico 131.057-205, 2012. Disponível em: <https://ipt.br/2012/09/19/cadastro-ambiental/>. Acesso em: 24 nov. 2022.

ISMAEL, L. L.; ROCHA, E. M. R. Estimativa de contaminação de águas subterrâneas e superficiais por agrotóxicos em área sucroalcooleira, Santa Rita/PB, Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 24, 2019. p. 4665-4676.

KERTZMAN, F. F.; *et al.* Mapa de erosão do estado de São Paulo. **Revista do Instituto Geológico**, São Paulo, v.16, n. 1, 1995, p. 31-36. Disponível em: <file:///C:/Users/Usuario/Downloads/olepidus,+4->

+MAPA+DE+EROSÃO+DO+ESTADO+DE+SÃO+PAULO%20(1).pdf. Acesso em: 22 fev. 2024.

LAL, R. Erodibility and erosivity. *In: LAL, R. et al. Soil erosion research methods. Washington: Soil and Water Conservation Society, 1988. p. 141-160.*

LEITE, J. F. **A ocupação do Pontal do Paranapanema.** São Paulo: Editora Hucitec, 1998, 202 p.

LEPSCH, I. F. **19 lições de pedologia.** 2. ed. São Paulo: Oficina de textos, 2013, p. 792.

LESSCHEN, J.P.; SCHOORL, J.M.; CAMMERAAT, L.H. Modeling runoff and erosion for a semi-arid catchment using a multi-scale approach based on hydrological connectivity. **Geomorphology.** v. 109, 2009. p. 174-183.

LIMA, J. C. S. **A intervenção governamental no setor açucareiro: ênfase à problemática do subsídio de equalização.** 118 f. 1992. Tese (Doutorado). Faculdade de Economia e Administração, Universidade de São Paulo, São Paulo.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. Tolerância de perdas de terras para solos do Estado de São Paulo. Campinas: Instituto Agronômico, 1975. 12 p. (**Boletim Técnico, 28**). Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/GKjTgCjXvXtXLKjVwcJq4VR/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 17 out. 2019.

LOMBARDI NETO, F.; *et al.* Terraceamento agrícola. *In: LOMBARDI NETO, F.; DRUGOWICH, M. I. (Coord.). Manual técnico de manejo e conservação do solo e água.* Campinas: Coordenadoria de Assistência Técnica Integral, v. 4, 1994. p. 11-35.

MANTOVANI, J. R. A.; *et al.* Estimativa do escoamento superficial distribuído na bacia hidrográfica do rio do Peixe (SP) por meio de geoprocessamento. **Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto–SBSR**, Foz do Iguaçu -PR, 2013, p. 5681-5688, 2013. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/rf5bKNhTX6gBzKFJpNQWwCj/?lang=pt>. Acesso em: 12 dez. 2021.

MARCONATO, A *et al.* MAPA GEOLÓGICO DO ESTADO DE SÃO PAULO: Escala 1:750.000. **Serviço geológico do Brasil- CPRM.** 2006, 173 p. Disponível em: <https://rigeo.sgb.gov.br/handle/doc/2966>. Acesso em: 10 jan. 2024.

MARTINI, L. F. D; *et al.* Risco de contaminação das águas de superfície e subterrâneas por agrotóxicos recomendados para a cultura do arroz irrigado. **Ciência Rural**, v. 42, n. 10, 2012. p. 1715-1721.

MENDONÇA, L. A. R. **Recursos hídricos da Chapada do Araripe.** 2001. 193 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil – Recursos Hídricos) – Centro de Tecnologia da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2001. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/14731>. Acesso em: 10 fev. 2022.

MELLO, F. A.; *et al.* Agrotóxicos: impactos ao meio ambiente e à saúde humana. **Colloquium Vitae**, Presidente Prudente - SP, v.11, n.2. 2019. p. 37-44. Disponível em: <https://journal.unoeste.br/index.php/cv/article/view/2285>. Acesso: 04 set. 2022.

MERRIAM, G. Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. *In: BRANDT, J.; AGGER, P. Proceedings of first international seminar on methodology in landscape ecology research and planning*. George: Roskilde Universitetsforlag Roskilde, Denmark, v.1. 1984, p. 5 – 15.

MILANI, E.J. **Evolução Tectono-Estratigráfica da Bacia do Paraná e de seu Relacionamento com a Geodinâmica Fanerozóica do Gondwana Sul-Occidental**. 1997. 255 p. Tese (Doutorado em Geologia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre- RS. Disponível em: [http:// isarm-americas.org/files/Bibliografia%20Guarani/Bibliografia%20Guarani/Catalogados/1998MilaniyRamosRBG.pdf](http://isarm-americas.org/files/Bibliografia%20Guarani/Bibliografia%20Guarani/Catalogados/1998MilaniyRamosRBG.pdf). Acesso em: 03 jan. 2023.

MITCHEL, J. K. Hazards research. *In: GAILE, G. L.; WILLMOTT, C. J. Geography in America*. Columbus, OH: Merrill, 1989. p. 410-424.

MOCKUS, V. Hydrologic Soil Groups. *In: USDA-SCS. National Engineering Handbook: Chapter 9, Hydrology*. 2004. Disponível em: <https://directives.sc.egov.usda.gov/OpenNonWebContent.aspx?content=17758.wba>. Acesso em: 04 dez. 2022.

MOLDENHAUER, W. C.; ONSTAD, C. A. Achieving specified soil loss levels. **Journal of Soil and Water Conservation**, vol. 30, 1975. p.166- 168.

MONBEIG, P. **Pioneiros e fazendeiros de São Paulo**. São Paulo: HUCITEC, Polis. 1984, 392p.

MONQUERO, P. A; INÁCIO, E. M; SILVA, A. C. Levantamento de agrotóxicos e utilização de equipamento de proteção individual entre os agricultores da região de Araras. **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 76, 2009, p. 135-139. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aib/a/c9fJGQbVGGDJRxffHTyZmDk/?lang=pt>. Acesso em 16 abr. 2022.

MONTEIRO, C. A. de F. **A Dinâmica Climática e as Chuvas no Estado de São Paulo**. São Paulo: IGEOG/USP, 1973. 129 p.

MOREIRA, F. R. S. **Uso e avaliação de técnicas de integração e análise espacial de dados em pesquisa mineral aplicadas ao planalto de Poços de Caldas**. 2001. 164 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos-SP. Disponível em: <https://docplayer.com.br/79041068-Uso-da-avaliacao-de-tecnicas-de-integracao-e-analise-espacial-de-dados-em-pesquisa-mineral-aplicadas-ao-planalto-de-pocos-de-caldas.htm>. Acesso em: 03 nov. 2023.

MOREIRA, R. J. Críticas ambientalistas à revolução verde. **Estudos sociedade e agricultura**, Rio de Janeiro, v.8, n. 2, 2000. p. 1 -14. Disponível em: <https://www.revistaesa.com/ojs/index.php/esa/article/view/176/172>. Acesso em: 22 set. 2022.

MOREIRA. R. Conceitos, categorias e princípios lógicos para o método e o ensino de geografia. *In: MOREIRA. R. Pensar e ser em geografia*. 2 ed. São Paulo: Contexto, 2011.

MORETTI, L.R. **Avaliação da erosão superficial em pequenas bacias hidrográficas rurais**. São Paulo, 2001. 128 f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/single.php?id=001208082>. Acesso em: 14 set. 2022.

MUSCHLER, R.G. **Árboles en cafetales**. (Módulo de enseñanza agroforestal). Turrialba-Costa Rica: Catie/GTZ, v.5, 2000, 139p.

NOVAES, J. R.; ALVES, F. Migrantes trabalho e trabalhadores no Complexo Agroindustrial Canavieiro (os heróis do agronegócio brasileiro). **Fclar**, São Carlos, EdUFSCar, 2007. 314 p. Disponível em: <https://periodicos.fclar.unesp.br/redd/article/view/1735/1414>. Acesso em: 15 jan. 2022.

NISHYAMA, L. Erosão do solo: uma visão integrada dos fatores e processos que condicionam o seu desenvolvimento. **Seminários Gerais em Geotecnia 1833**. São Carlos. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, 1995.

NOVACANA. **Usinas no Brasil**. Curitiba, PR, 2021. Disponível em: [https://www.novacana.com/usinas\\_brasil/](https://www.novacana.com/usinas_brasil/). Acesso em: 17 jan. 2021.

OLIVEIRA, A. M. S. **Depósitos tecnogênicos e assoreamento de reservatórios: exemplo do Reservatório de Capivara, Rio Paranapanema, SP/PR**. 211 f. 1994. Tese (Doutorado em Geografia Física), Universidade de São Paulo, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/000739518>. Acesso em: 08 nov. 2021.

OLIVEIRA, A. M. S. Relação homem/natureza no modo de produção capitalista. **PEGADA-A Revista da Geografia do Trabalho**, Presidente Prudente- SP, v. 3, 2002. p. 1- 9. Disponível em: <https://revista.fct.unesp.br/index.php/pegada/article/view/793>. Acesso em: 08 nov. 2023.

OLIVEIRA, J. B. **Solos do Estado de São Paulo: descrição das classes registradas no mapa pedológico**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1999. 112 p.

OLIVEIRA, J. B.; *et al.* **Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: Legenda expandida**. Campinas: Instituto Agrônomo; Rio de Janeiro: Embrapa-Solos, 1999, 64 p.

OLIVEIRA J. L. S.; *et al.* Usos, efeitos e potencial tóxico dos agrotóxicos na qualidade do solo. **Agrarian Academy**, Centro Científico Conhecer, Goiânia, v. 5, 2018. 454 p. Disponível em: <https://www.conhecer.org.br/Agrarian%20Academy/2018a/usuarios%20efeitos.pdf>. Acesso em: 13 mai. 2022.

OLIVEIRA, M. F; BRIGHENTI, A. M. Comportamento dos herbicidas no ambiente. *In*: OLIVEIRA JÚNIOR, R. S.; CONSTANTIN, J.; INOUE, M. H. (Ed.). **Biologia e manejo de plantas daninhas**. Curitiba: Omnipax, p. 263-304, p. 2011.

OLIVEIRA, M. F. *et al.* Comportamento dos herbicidas no ambiente. *In*: OLIVEIRA Jr. R. S. **Biologia e manejo de plantas daninhas. Embrapa Milho e Sorgo**. Curitiba: Omnipax, cap. 11, p. 263-304, 2011. Disponível em:

<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/45455/1/Comportamento-herbicidas.pdf>. Acesso em: 23 nov. 2021.

OMS. Organização Mundial da Saúde. IARC Monographs Volume 112: evaluation of five organophosphate insecticides and herbicides. International Agency for Research on Cancer. **World Health Organization**, Lyon, France, 2015. Disponível em: <https://pedlowski.files.wordpress.com/2015/03/monographvolume112.pdf>. Acesso em: 23abr. 2023.

PEDRO MIYAZAKI, L. C. **Dinâmicas de apropriação e ocupação em diferentes formas de relevo: análise dos impactos e da vulnerabilidade nas cidades de Presidente Prudente/SP e Marília/SP**. 2014. 265 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente-SP. Disponível em: [www2.fct.unesp.br/pos/geo/dis\\_teses/14/dr/leda\\_pedro.pdf](http://www2.fct.unesp.br/pos/geo/dis_teses/14/dr/leda_pedro.pdf). Acesso em: 17 set. 2023.

PEREIRA, G. S. **Análise dos processos erosivos: aplicação de modelos preditivos na bacia hidrográfica do Rio do Peixe, São Paulo -Brasil**. Presidente Prudente-SP, 2021. 129 f. Dissertação (Mestrado em Geografia), Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente-SP. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/215749>. Acesso em: 15 set. 2022.

PEREIRA, L. C. **Aptidão agrícola das terras e sensibilidade ambiental: proposta metodológica**. Campinas-SP, 2002, 122 f. Tese (Doutorado em Planejamento e Desenvolvimento Rural Sustentável) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/149311/1/PereiraL.C-1.pdf>. Acesso em: 05 abr. 2022.

PERES, F.; MOREIRA, J. C. **É veneno ou é remédio? Agrotóxicos, saúde e ambiente**. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2003. 384 p. Disponível em: [https://portal.fiocruz.br/sites/portal.fiocruz.br/files/documentos/cap\\_01\\_veneno\\_ou\\_remedio.pdf](https://portal.fiocruz.br/sites/portal.fiocruz.br/files/documentos/cap_01_veneno_ou_remedio.pdf). Acesso em: 27 fev. 2022.

PERES, F.; MOREIRA, J. C.; DUBOIS, G. S. Agrotóxicos, saúde e ambiente: uma introdução ao tema. *In*: PERES, F.; MOREIRA, J. C. **É veneno ou é remédio? Agrotóxicos, saúde e ambiente**. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2003. p. 21-41. Disponível em: [https://portal.fiocruz.br/sites/portal.fiocruz.br/files/documentos/cap\\_01\\_veneno\\_ou\\_remedio.pdf](https://portal.fiocruz.br/sites/portal.fiocruz.br/files/documentos/cap_01_veneno_ou_remedio.pdf). Acesso em: 27 fev. 2022.

PESSOA, M.C.P.Y.; *et al.* Avaliação do potencial de transporte de agrotóxicos usados no Brasil por modelos screening e planilha eletrônica. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, Jaquariúna: Embrapa Meio Ambiente, n. 44, 2007. 24 p.

PETERS, D. P. *et al.* Living in an increasingly connected world: a framework for continental-scale environmental science. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v.6, n.5, p. 229 – 237, 2008. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1890/070098>. Acesso em: 05 mai. 2023.

PIGNATI, W. A.; *et al.* Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a vigilância em saúde. **Ciência e Saúde Coletiva**. v. 22, 2017. p. 3.281-3.293.

PIGNATI, W.; OLIVEIRA, N. P.; SILVA, A. M. C. Vigilância aos agrotóxicos: quantificação do uso e previsão de impactos na saúde-trabalho-ambiente para os municípios brasileiros. **Ciência Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 12, 2014. p. 4668-4678. Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=63032604007>. Acesso em: 22 nov. 2023.

POESEN, J.; *et al.* Gully erosion and environmental change: importance and research needs. **Catena**, v. 50, 2003. p. 91- 133.

PONNUCHAMY, M.; *et al.* Sustainable adsorbents for the removal of pesticides from water: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 19, 2021. p. 2425- 2463.

PORTAL PRUDENTINO. **Justiça decreta falência de empresas do grupo Usalpa**.

Presidente Prudente, SP, 2018. Disponível em:

<https://portalprudentino.com.br/noticia/noticias/regiao-noticias/justica-decreta-falencia-de-empresas-do-grupo-usalpa>. Acesso em: 15 jul. 2020.

PORTO, D. R.; *et al.* Análise morfotectônica da bacia hidrográfica do Rio Aguapeí, Planalto Ocidental Paulista, mediante fluviomorfometria e fotointerpretação. **Geociências**, São Paulo, v. 32, 2013. p. 227-246.

PORTO-GONÇALVES, C. W. **A globalização da natureza e a natureza da globalização**. Rio de Janeiro: Civilização Brasileira, 2006, 462 p.

PORTO-GONÇALVES, C. W. **Os (des) caminhos do meio ambiente**. 5ª ed. São Paulo: Contexto, 1996. 152 p.

PRANDINI, F. L. **Occurrence of ‘boçorocas’ in Southern Brazil geological conditioning of environmental degradation**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo, Publicação n. 1038, 1975.

PRINGLE C. M. Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: a global perspective. **Ecological Applications**. v.11, 2001. p. 981- 98.

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 6.0 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil**, 2020. Disponível em: [https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama\\_set\\_language=pt-BR](https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR). Acesso em: 17 abr. 2021.

PRUSKI, F. F.; GRIEBELER, N. P.; SILVA, D. D. Comparação entre dois métodos para a determinação do volume de escoamento superficial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 2, 2001, p. 403 -410. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/ZtQwT4phk8hNrGd56VtH7gL/?lang=pt&format=pdf>. Acesso em: 24 nov. 2022.

REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J. Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos, limites críticos e mitigação. **Tópicos em ciência do solo**, v. 5, n. 1, 2007, p. 49-134. Disponível em: [fisicadosolo.ccr.ufsm.queos.com.br/downloads/Producao\\_Artigos/2007\\_Topicos.pdf](https://www.fisicadosolo.ccr.ufsm.queos.com.br/downloads/Producao_Artigos/2007_Topicos.pdf). Acesso em: 24 jun. 2022.

REIS E, *et al.* Áreas de Elevado Risco de Erosão Hídrica do Solo Cálculo do Fator Topográfico (LS). Ficha técnica. **CNT – Comissão Nacional do Território**. Lisboa-Portugal, 2020, p 1- 24. Disponível em:

[https://cnt.dgterritorio.gov.pt/sites/default/files/Guia\\_Apoio\\_Calculo\\_LS.pdf](https://cnt.dgterritorio.gov.pt/sites/default/files/Guia_Apoio_Calculo_LS.pdf). Acesso em: 08 jan. 2023.

RESC, D. V. S. A conservação da água via terraceamento em sistemas de plantio direto e convencional no cerrado. **Circular técnica Embrapa**, Planaltina-DF, 2002.

RIBAS, P. P.; MATSUMURA, A.T. S. A química dos agrotóxicos: impacto sobre a saúde e meio ambiente. **Revista Liberato**, Novo Hamburgo, v. 10, n. 14, p. 149-158, 2009.

Disponível em: [www.revista.liberato.com.br/index.php/revista/article/view/142/132](http://www.revista.liberato.com.br/index.php/revista/article/view/142/132). Acesso em: 09 fev. 2022.

RIBEIRO, L. S.; ALVES, M. da G. Quantificação de perda de solo por erosão no município de Campos de Goytacazes/ RJ através de técnicas de Geoprocessamento. *In: XIII Simpósio Brasileiro De Sensoriamento Remoto. Anais [...]*, Florianópolis, 2007. p.3039-3046.

Disponível em:

[file:///C:/Users/Usuario/Downloads/Quantificacao\\_de\\_Perda\\_de\\_Solo\\_por\\_Erosa](file:///C:/Users/Usuario/Downloads/Quantificacao_de_Perda_de_Solo_por_Erosa). Acesso em: 14 set. 2022.

RIBEIRO, W. C. Riscos e vulnerabilidade urbana no Brasil. **Revista eletrônica de geografia e ciências sociais**, Barcelona: Scripta Nova. v. 14, 2010. p. 65. Disponível em:

<http://www.ub.edu/geocrit/sn/sn-331/sn-331-65.htm>. Acesso em: 17 fev. 2023.

ROCHA, P. C. Índices de apropriação do relevo e do solo em bacias hidrográficas: conceituação e estudo de caso. *In: VI Workshop Internacional sobre Planejamento e Desenvolvimento Sustentável em Bacias Hidrográficas, Uberlândia*, v. 6, **Workshop [...]**, Universidade Federal de Uberlândia, 2017.

ROCHA, P. C.; ARAÚJO, R. R.; RIZK, M. C. Exposição da rede de drenagem a agrotóxicos e conectividade hidrodinâmica, região Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. **Revista Equador (UFPI)**, Teresina, v. 9, n.1, 2020. p. 116 -132. Disponível em:

<https://revistas.ufpi.br/index.php/equador/article/view/9395>. Acesso em: 22 fev. 2022.

ROCHA, P. C.; SANTOS C. R.; SANTOS, A. A. A expansão da atividade canaveira e interações com a rede hidrográfica na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. *In: IX Seminário Latino-Americano e V Seminário Ibero-Americano de Geografia Física, Anais [...]*, Portugal, 2016, p. 611-622.

ROCHA, P. C.; TOMMASELLI, J. T. G. Variabilidade hidrológica nas bacias dos rios Aguapeí e Peixe, Região Oeste Paulista. **Revista Brasileira de Climatologia**, Presidente Prudente - SP, v. 10, 2012. p. 2237. Disponível em:

<https://www.google.com.br/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwj27sOoidGCAXU9CrkGHZxQAcYQFnoECAsQAQ&url=https%3A%2F%2Frevistas.ufpr.br%2Frevistaabclima%2Farticle%2Fdownload%2F30588%2F19776&usg=AOvVaw1aVWeULMzjFB5qtDdwae6S&opi=89978449>. Acesso em: 19 nov. 2023.

ROCHA, P.C. Dinâmica sedimentológica, escoamento superficial e conectividade na bacia hidrográfica do Rio do Peixe, Oeste Paulista- Brasil. *In: Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada*, v.16. **Anais [...]** Teresina, 2015, p.3210-3216.

ROCHA, R. R.; SANTOS, L. F. U.; PINTO, A. E. M. Retrocessos normativos no procedimento de registro de agrotóxicos no Brasil e o direito ao meio ambiente sadio. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v. 16, n. 2, 2022. p. 17-38.

RODRIGUES, G. S. S. C; ROSS, J. L. S. **A trajetória da cana- de- açúcar no Brasil: perspectivas geográfica, histórica e ambiental.** Uberlândia- MG: Edufu, 2020.

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 8, 1994. p. 63- 74. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/rdg/article/view/47327>. Acesso em: 19abr. 2023.

ROSS, J. L. S; FIERZ, M. M; VIEIRA, B. C. Técnicas de Geomorfologia. *In: VENTURI, L. A. B. Geografia, práticas de campo, laboratório e sala de aula.* São Paulo: Editora Sarandi, 2010, cap. 2, p. 31- 56.

ROSS, J. L. S. **Geomorfologia: ambiente e planejamento.** São Paulo: Contexto, 1990, 85 p.

ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo.** São Paulo: Laboratório de Geomorfologia – Departamento de Geografia, FFLCH/USP/Laboratório de Cartografia Geotécnica - Geologia Aplicada – IPT/FAPESP – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, 1997.

ROSS, J. L. S. O registro cartográfico dos fatos geomórficos e a questão da taxonomia do relevo. **Revista do Departamento de Geografia**, n. 6, p. 18- 29, 1992. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/rdg/article/view/47108/50829> . Acesso em: 14 jun. 2021.

ROSSI, M. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo:** revisado e ampliado. Escala 1:250.000 – São Paulo: Instituto Florestal, 2017, 118 p.

ROSSI, M.; NALON, M. A.; KANASHIRO, M. M. **Atlas de suscetibilidades dos solos do Estado de São Paulo.** São Paulo: Instituto de Pesquisas Ambientais, v.1, 2022. 99 p.

SÁ, I. M. B.; CRESTANA, S. Os caminhos do câncer na agricultura: desafios de uma abordagem em saúde ambiental. *In: ESPÍNDOLA, E.; WENDLAND, E. Bacia hidrográfica- Diversas abordagens em pesquisa.* São Carlos: RIMA, 2004, cap. 7, p. 381-394.

SALOMÃO, F. X. T. **Processos erosivos lineares em Bauru (SP):** regionalização cartográfica aplicada ao controle preventivo urbano e rural. 220 f. 1994. Tese (Doutorado em Geografia), Universidade de São Paulo- USP. 1994. Disponível em: <https://caph.fflch.usp.br/node/13722>. Acesso em: 08 dez. 2022.

SALOMÃO, F. X.T. Controle e prevenção dos Processos Erosivos. *In: GUERRA, A.J.T.; SILVA, A.S.; BOTELHO, R.G.M. (orgs). Erosão e Conservação dos Solos: Conceitos, Temas e Aplicações.* Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999, 340p.

SAMPAIO, T. Considerações geográficas e econômicas sobre o Valle do Rio Paranapanema. **Boletim da Comissão Geográfica e Geológica do Estado de São Paulo**, São Paulo, v.1, 1890. Disponível em: <http://igeologico.sp.gov.br/boletim-cgg/04-1890/>. Acesso em: 10 set. 2020.

SANTA'ANNA NETO, J. L. A erosividade das chuvas no estado de São Paulo. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 9, p. 35-49, 1995. Disponível em: [file:///C:/Users/Usuario/Downloads/zeluiz,+Doc1%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/Usuario/Downloads/zeluiz,+Doc1%20(1).pdf). Acesso em: 20 mar. 2024.

SANTORO, J. Erosão continental. In: TOMINAGA, L. K; SANTORO, J.; AMARAL, R. **Desastres Naturais: conhecer para prevenir**. São Paulo: Instituto Geológico, 2009, p. 53-70. Disponível em: <http://www.igeologico.sp.gov.br/downloads/livros/DesastresNaturais.pdf>. Acesso em: 08 ago. 2021.

SANTOS, A. A.; ROCHA, P. C. Estimativa de escoamento superficial e sua relação com as mudanças de cobertura e uso da terra no Pontal do Paranapanema/SP. **Caminhos da Geografia**, Uberlândia, v. 20, n. 71, 2019. p. 196-214. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/45448/26772>. Acesso em: 22 nov. 2023.

SANTOS, H. G.; *et al.* **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed., rev. e ampl. Brasília/DF: Embrapa, 2018. 356 p.  
SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 43.269, 02 de julho de 1998**. Cria o Parque Estadual do Aguapeí, declara de utilidade pública as áreas necessárias. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo, São Paulo/SP, 1998. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1998/decreto-43269-02.07.1998.html>. Acesso em: 27 nov. 2021.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 47.095, de 18 de setembro de 2002**. Fica criado o Parque Estadual do Rio do Peixe, localizado nos Municípios de Ouro Verde, Dracena, Presidente Venceslau e Piquerobi, perfazendo uma área de 7.720,0000 ha. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo, São Paulo/SP, 2002. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2002/decreto-47095-18.09.2002.html>. Acesso em: 27 nov. 2021.

SÃO PAULO (Estado). **Lei nº 7.663, de 30 de dezembro de 1991**. Estabelece normas de orientação á Política Estadual de Recursos Hídricos bem como ao Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo, São Paulo/SP, 1991. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=313854#:~:text=Estabelece%20normas%20de%20orientação%20à,de%20Gerenciamento%20de%20Recursos%20Hídricos.&text=Artigo%201.º%20-%20A%20Política,princípios%20adotados%20por%20esta%20Lei>. Acesso em 23 jan. 2024.

SÃO PAULO (Estado). **PGJ nº 870, de 14 de dezembro de 2002**. São Paulo- SP. Disponível em: <https://www.mpsp.mp.br/w/dic3a1riooficialmpsp14122002>. Acesso em: 05 ago. 2019.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria da agricultura e abastecimento. **Bases para um plano de desenvolvimento do Oeste de São Paulo- PRÓOESTE**, São Paulo, 1980, 30p.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Fundação Florestal/Instituto Florestal, 2010. **Plano de Manejo: Parque Estadual do Aguapeí**. São Paulo, 200 p.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Fundação Florestal/Instituto Florestal, 2009. **Plano de Manejo: Parque Estadual do Rio do Peixe**. São Paulo, 53 p.

SARTORI, A. **Avaliação da Classificação Hidrológica do Solo para a Determinação do Excesso de Chuva do Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos**. 189 f. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/296836259.pdf>. Acesso em: 08 nov. 2022.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos - Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)**, Porto Alegre, v. 10, n. 4, 2005. p. 05-18. Disponível em: <https://www.abrhidro.org.br/SGCv3/publicacao.php?PUB=1&ID=26&SUMARIO=440>. Acesso em: 23 nov. 2023.

SCHWARTZ, S. B. **Segredos internos: engenhos e escravos na sociedade colonial**. São Paulo: Companhia das letras, 1998, 480 p.

SHIKIDA, P. F. A. **A evolução diferenciada da agroindústria canavieira no Brasil de 1975 a 1995**. Piracicaba-SP, 1997. 191 f. Tese (Doutorado em Economia Aplicada), ESALQ/USP, Universidade de São Paulo. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11132/tde-20200111-134404/publico/ShikidaPeryFranciscoAssis.pdf>. Acesso em: 05 mai. 2022.

SHIKIDA, P. F. A., AZEVEDO, P. F. de; VIAN, C. E. de F. Desafios da agroindústria canavieira no Brasil pós-desregulamentação: uma análise das capacidades tecnológicas. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, Brasília, v. 49, 2011. p. 599-628. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/resr/a/LB6MtCq8DfJ4ffmqfjKzNGM/>. Acesso em: 19 nov. 2023.

SILVA FILHO, C. F. *et al.* **Determinação de resíduos dos pesticidas pirimetanil, pirimicarbe e buprofezina em águas ambientais por SPME e GCMS**. 101 f. 2009. Dissertação (Mestrado em Química). Universidade Federal do Sergipe, São Cristóvão- SE. Disponível em: <https://ri.ufs.br/handle/riufs/6118>. Acesso em: 20 mar. 2024.

SIMA. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **Rede de Drenagem do Estado de São Paulo**, escala 1: 50.000. São Paulo: SIMA, 2013. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/cpla/cessao-de-dados/>. Acesso em: 17 nov. 2022.

SIMA. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **Subbacias do Estado de São Paulo**, escala 1: 50.000. São Paulo: SIMA, 2013. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/cpla/cessao-de-dados/>. Acesso em: 17 nov. 2022.

SIMONSEN, R. **História Econômica do Brasil: 1500- 1820**. Brasília, DF: Senado Federal, 2005, 589 p.

SISTEMA INTEGRADO DE GERENCIAMENTO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO ESTADO DE SÃO PAULO - SLgrRH. **Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH)**, São Paulo, 2020, 203 p. Disponível em: <https://sigrh.sp.gov.br/corhi/planoestadualderecursososhidricos>. Acesso em: 09 de jan. 2023.

SMITH, N. **Uneven Development: Nature, Capital and the Production of Space**. New York, USA: Basil Blackwell Inc, 1984.

SOARES, P. C.; *et al.* Ensaio de caracterização estratigráfica do cretáceo no Estado de São Paulo: Grupo Bauru. **Revista Brasileira de Geociências**, Bauru-SP, v. 10, 1980. p. 177-185. Disponível em:

[https://www.researchgate.net/publication/281997229\\_Ensaio\\_de\\_caracterizacao\\_estratigrafica\\_do\\_Cretaceo\\_no\\_Estado\\_de\\_Sao\\_Paulo\\_Grupo\\_Bauru](https://www.researchgate.net/publication/281997229_Ensaio_de_caracterizacao_estratigrafica_do_Cretaceo_no_Estado_de_Sao_Paulo_Grupo_Bauru). Acesso em: 19 abr. 2023.

SPADOTTO, C. A. Abordagem interdisciplinar na avaliação ambiental de agrotóxicos.

**Revista do Núcleo de Pesquisa Interdisciplinar**, São Manuel, 2006. p. 1-9. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1026375>. Acesso em: 19 nov. 2023.

SPADOTTO, C. A.; *et al.* **Fundamentos e aplicações da modelagem ambiental de agrotóxicos**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010, 49 p.

STEFFEN, G.P; STEFFEN, R.B; ANTONIOLI, Z.I. Contaminação do Solo e da Água pelo Uso de Agrotóxicos. **Revista Técnico- Lógica**, Santa Cruz do Sul, v. 15, 2011. p. 15- 21.

Disponível em: <https://online.unisc.br/seer/index.php/tecnologica/article/view/2016>. Acesso em: 19 nov. 2021.

STEVAUX, J. C.; LATRUBESSE, E. M. **Geomorfologia fluvial**. São Paulo: Oficina de textos. 2017, 336 p.

STRAHLER, A. N. Dynamic basis of geomorphology. **Geological Society of America Bulletin**, v. 63, 1952. p. 923-938.

STRAHLER, A. N. Equilibrium theory of erosional slopes approached by frequency distribution analysis. **American Journal of Science**, v. 248, 1950. p. 800-814.

SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: Edgard Blücher, 1973, 416 p.

SUGUIO, K.; *et al.* Comportamentos estratigráficos e estrutural da Formação Bauru nas regiões administrativas 7 (Bauru), 8 (São José do Rio Preto), 9 (Araçatuba) no Estado de São Paulo. *In: Simpósio de Geologia Regional, Anais [...]* São Paulo, IG-USP, 1977. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/002175131>. Acesso em: 08 nov. 2023.

SZMRECSÁNYI, T. **O planejamento da agroindústria canavieira no Brasil (1930-1975)**. São Paulo: HUCITEC, 1979.

SZMRECSÁNYI, T.; MOREIRA, E.P. O desenvolvimento da agroindústria canavieira do Brasil desde a Segunda Guerra Mundial. **Estudos Avançados**, v.11, 1991. p.57-79.

TAGLIANI, C. R. A. Técnica para avaliação da vulnerabilidade ambiental de ambientes costeiros utilizando um Sistema Geográfico de Informações. Belo Horizonte - MG: **Galeria**

**de artigos acadêmicos.** 2003. p. 1- 8. Disponível em:  
[file:///C:/Users/lenov/Downloads/13\\_028%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/lenov/Downloads/13_028%20(1).pdf). Acesso em: 17 jan. 2023.

TÁVORA, F. L. **História e Economia dos Biocombustíveis no Brasil.** Brasília, DF: Centro de Estudos da Consultoria do Senado, 2011, 78p.

TEIXEIRA, D. B. *et al.* Rainfall erosivity and erosivity density through rainfall synthetic series for São Paulo State, Brazil: Assessment, regionalization and modeling. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 10, n. 3, p. 355-370, 2022. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.10.002>. Acesso em: 20 jun. 2023.

TEIXEIRA, E. C. **O desenvolvimento da tecnologia flex fuel no Brasil.** São Paulo: Instituto DNA Brasil, 2005, 28p.

TETZLAFF, D.; *et al.* Connectivity between landscapes and riverscapes—a unifying theme in integrating hydrology and ecology in catchment Science. **Hydrol. Process**, v. 21, 2007. p. 1385- 1389.

THOMAZ, Antonio. Degradação sistêmica do trabalho no agrohidronegócio. **Mercator (Fortaleza)**, v. 16, 2018. Disponível em:  
<https://www.scielo.br/j/mercator/a/S4kPCXGG7bvBZNFkSQ8ZWkz/?lang=pt>. Acesso em 12 dez. 2023.

THOMAZ JÚNIOR, A. Por uma “cruzada” contra a fome e o agrohidronegócio- nova agenda destrutiva do capitalismo e os desafios de um tempo não adiado. **PEGADA-A Revista da Geografia do Trabalho**, v. 9, n. 1, 2008, p. 8- 34. Disponível em:  
<https://doi.org/10.33026/peg.v9i1.1637>. Acesso em: 20 mai. 2022.

THONGPRAKAISANG, S.; *et al.* Glyphosate induces human breast cancer cells growth via estrogen receptors. *Food Chem Toxicol. s. l. Journals and books.* 2013. p. 36 -129.  
Disponível em:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0278691513003633?via%3Dihub>.  
Acesso em: 23 abr. 2022.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v. 90, 2000. p. 7- 19.

TRICART, J. **Ecodinâmica.** Rio de Janeiro: IBGE, Diretoria Técnica, 1977, 97 p.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação.** 3ª ed. Porto Alegre: ABRH, 2004. 943 p.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos.** Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1998. 669 p.

TUCCI, C. E. M.; CLARK, R. T. Impactos das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: Revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.2, 1997. p. 135-152. Disponível em:  
<https://pdfs.semanticscholar.org/7331/2cc9559b924e6b20ff42256abf2cc78f5460.pdf>. Acesso em: 19 nov. 2023.

TURNBULL, L., CONNECTEUR, W. T. Better models are more effectively connected models. **Earth Surf. Process. Landform.** v. 43, 2018, p. 1355-1360.

TURNBULL, L.; WAINWRIGHT, J.; BRAZIER, R. E. A conceptual framework for understanding semi-arid land degradation: ecohydrological interactions across multiple-space and time scales. **Ecohydrology**, v. 1, 2008. p. 23-34.

ÚNICA. União da Agroindústria Canavieira de São Paulo. **Estatísticas e dados**, 2019. Disponível em: <http://www.unicadata.com.br/>. Acesso em: 09 set. 2021.

VAN DEN BERG, F.; *et al.* Emission of pesticides into the air. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 115, 1999. p. 195-218.

VASCONCELOS, F. R. S. **Risco potencial de contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos em áreas de cultivo de cana-de-açúcar**. 79 f. 2021. Dissertação (Mestrado acadêmico em Saúde Pública). Fundação Oswaldo Cruz. Recife- PE. Disponível em: [https://www.arca.fiocruz.br/bitstream/handle/icict/54997/fernanda\\_vasconcelos\\_iam\\_mest\\_2021.pdf?sequence=2&isAllowed=y](https://www.arca.fiocruz.br/bitstream/handle/icict/54997/fernanda_vasconcelos_iam_mest_2021.pdf?sequence=2&isAllowed=y). Acesso em 08 jan. 2023.

VIEIRA, N. M. **Estudo geomorfológico das boçorocas de Franca, SP**. 225 f. 1978. Tese (Doutorado em Geografia), Universidade Estadual Paulista- UNESP. Disponível em: [https://books.google.com.br/books/about/Estudo\\_geomorfológico\\_das\\_boçorocas\\_de.html?id=zTuNZwEACAAJ&redir\\_esc=y](https://books.google.com.br/books/about/Estudo_geomorfológico_das_boçorocas_de.html?id=zTuNZwEACAAJ&redir_esc=y). Acesso em: 08 nov. 2023.

VILLA, F.; McLEOD, H. Environmental vulnerability indicators for environmental planning and decision-making: guidelines and applications. **Environmental management**, v. 29, n. 3. 2002. p. 335-348.

VITTE, A. C.; DE MELLO, J. P. Considerações sobre a erodibilidade dos solos e a erosividade das chuvas e suas consequências na morfogênese das vertentes: um balanço bibliográfico. **CLIMEP-Climatologia e Estudos da Paisagem**, v. 2, n. 2, 2007, p. 107-133. Disponível em: [file:///C:/Users/Usuario/Downloads/ceniralupinacci,+5+-+Vitte\\_Mello+\\_3\\_+doc+LIMPO%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/Usuario/Downloads/ceniralupinacci,+5+-+Vitte_Mello+_3_+doc+LIMPO%20(1).pdf). Acesso em: 27 fev. 2023.

GOUDIE, A. **The human impact on the natural environment**. 4. ed. Oxford: Blackwell Publishers, 1993.

WAINWRIGHT, J.; *et al.* Linking environmental regimes, space and time: interpretations of structural and functional connectivity. **Geomorphology**, v.126, 2011. p. 387- 404.

WALLING, D. E.; HE, Q. Use of fallout <sup>137</sup>Cs in investigations of overbank sediment deposition on river floodplains. **Science Direct**, Catena, v. 29, 1997, p. 263–282. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816296000720>. Acesso em: 24 nov. 2022.

WALLING, D. E.; OWENS, P. N. The role of overbank floodplain sedimentation in catchment contaminant budgets. **Hydrobiologia**. **Springer Nature**, Califórnia, v. 494, 2003, p. 83–91. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1025489526364>. Acesso em: 24 nov. 2022.

WARD, J. V. The Four-Dimensional Nature of Lotic Ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, Chicago, v. 8, n.1. 1989. p. 2-8. Disponível em: <https://www.journals.uchicago.edu/doi/10.2307/1467397>. Acesso em: 24 jul. 2023.

WARD, J.V.; TOCKNER, K.; SCHIEMER, F. Biodiversity of Floodplain River Ecosystems: Ecotones and Connectivity. *Regul. Rivers: Res. & Mgmt*, v. 15, 1999. p. 125-139.

WESTER, T.; WASKLEWICZ, T., STALEY, D. Functional and structural connectivity within a recently burned drainage basin. *Geomorphology*, v. 206, 2014. p. 362–37.

WHITE, I. C. Relatório Final da Comissão de Estudos das Minas de Carvão de Pedra do Brasil, 1 de julho de 1904 a 31 de maio de 1906. In: **Seventh Gondwana Symposium**. Fac-Similar. DNPM, Brasília- DF, 1908. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/biblioteca-catalogo.html?id=246158&view=detalhes>. Acesso em: 05 abr. 2022.

WISCHMEIER, W. C. SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. *Agricultural Handbook*, US Department Agriculture. **Scientific Research**, Washington-DC, n. 537, p. 1-58, 1978. Disponível em: [https://www.scirp.org/\(S\(czeh2tfqyw2orz553klw0r45\)\)/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=1687723](https://www.scirp.org/(S(czeh2tfqyw2orz553klw0r45))/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=1687723). Acesso em: 08 jan. 2022.

ZALÁN, P. V.; *et al.* Sinéclises Intracratônicas. In: GABAGLIA, G. P. R.; MILANI, E. J. **Origem e Evolução de Bacias Sedimentares**. Rio de Janeiro: Ed. Gávea, 1991. p. 135-197.

ZALÁN, P.V.; *et al.* Interior cratonic basins. In: LEIGHTON, M. W.; *et al.* **Tulsa**: American Association of Petroleum Geologists Memoir, v. 51, 1990. p. 681-708.

ZANANDREA, F.; *et al.* Conectividade dos sedimentos: conceitos, princípios e aplicações. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, São Paulo, v. 21, 2020. p. 435-459. Disponível em: <https://rbgeomorfologia.org.br/rbg/article/view/1754>. Acesso em: 19 nov. 2022.

ZIMMERMANN, C. L. Monocultura e transgenia: impactos ambientais e insegurança alimentar. **Veredas do Direito, Direito Ambiental e Desenvolvimento Sustentável**, Belo Horizonte- MG, v. 6, 2009. p. 79- 100. Disponível em: [revista.domhelder.edu.br/index.php/veredas/article/view/21](http://revista.domhelder.edu.br/index.php/veredas/article/view/21). Acesso em: 23 out. 2022.

ZWIRTES, Anderson Luiz et al. Caracterização físico-hídrica de solos submetidos a diferentes manejos. **Applied Research & Agrotechnology**, v. 4, n. 3, 2011. Disponível em: <file:///C:/Users/Usuario/Downloads/1531-8265-1-PB.pdf>. Acesso em: 11 fev. 2022.

## APÊNDICES

## Apêndice A- Média de precipitação anual em estações pluviométricas localizadas na bacia hidrográfica do rio Aguapeí

		Precipitação (mm)																				
Estação	Município	Latitude	Longitude	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	Media
C6-002	Guarantã	21° 55' 00"	49° 39' 00"	1147,8	1125,5	1214,1	1300,1	1172,5	1357,3	1167,9	1679,1	1204,9	1350,9	1560,6	1245,8	1210,1	1375,0	1507,4	1425,7	1250,0	1232,5	1307,1
C6-023	Júlio Mesquita	21° 55' 00"	49° 47' 00"	986,9	940,9	1180,3	929,2	675,0	1228,7	790,2	1847,3	1017,2	1517,3	1604,6	1056,0	1247,6	1526,4	1307,2	1576,1	891,1	1033,2	1186,4
C6-071	Guaimbê	21° 54' 52"	49° 53' 52"	995,5	960,2	1100,5	1236,8	1034,7	1327,4	1027,3	1837,1	1085,9	1317,3	1649,4	1150,8	1094,2	1355,5	1565,2	1435,8	1157,4	1129,7	1247,8
C6-078	Guaimbê	21° 47' 15"	49° 49' 07"	899,0	1138,1	898,4	1064,8	978,8	1325,1	880,2	1912,6	933,4	1171,4	1488,3	1332,1	1063,8	1519,9	1099,6	1435,9	898,9	713,8	1153,0
C7-006	Getulina	21° 45' 00"	50° 07' 00"	1161,6	1098,5	1262,0	992,4	912,9	1330,8	1152,6	1888,8	1126,8	1323,2	1598,0	1541,4	1391,2	1597,1	1540,2	1574,3	1471,4	1326,5	1349,4
C7-016	Brauna	21° 33' 59"	50° 19' 05"	928,1	1372,0	1283,9	1323,7	1062,5	1486,7	1255,8	1644,7	1241,6	1328,5	1527,7	1549,8	979,7	1628,6	1352,0	1490,2	1199,9	1078,4	1318,5
C7-034	Valparaíso	21° 15' 00"	50° 52' 00"	1254,6	1199,3	1259,3	1355,8	1244,1	1271,9	1029,4	2121,0	1146,7	1339,3	1539,7	1142,4	865,9	1349,7	1154,8	1932,5	1242,3	1085,9	1307,5
C7-036	Parapuã	21° 47' 00"	50° 47' 00"	1126,11	1215,56	1158,04	1191,77	1064,62	1186	1131,68	1571,84	1218,36	1318,52	1521,84	1214,49	1129,01	1441,32	1292,12	1353,73	1258,98	1106,44	1250,0
C7-045	Rinópolis	21° 44' 00"	50° 43' 00"	1117,9	1096,5	1181,4	1263,8	1141,6	1318,6	1137,1	1626,7	1172,5	1312,4	1513,3	1211,8	1177,6	1335,5	1462,3	1384,1	1215,8	1199,0	1270,4
C7-046	Iaci	21° 48' 00"	50° 37' 00"	1189,5	1399,7	1371,9	1129,9	1240,8	1276,2	997,0	1610,0	1231,8	1286,9	1395,7	1379,9	1167,2	1776,8	1276,8	1372,4	839,2	982,3	1273,5
C7-051	Bento de Abreu	21° 19' 00"	50° 52' 00"	1231,0	1187,2	1234,7	1311,0	1222,7	1244,7	1052,8	1916,4	1145,6	1298,0	1456,5	1142,2	923,5	1306,2	1152,0	1767,3	1221,3	1097,5	1272,8
C7-064	Luisiana	21° 41' 50"	50° 17' 43"	1014,2	946,9	1263,3	1252,8	1087,2	1330,2	1300,9	1554,2	1008,6	1206,0	1530,7	1442,6	1062,7	1504,6	1490,4	1280,5	1420,0	1236,9	1274,0
C7-074	Queiros	21° 48' 00"	50° 14' 00"	1089,2	1151,8	1332,1	1366,6	1328,5	1728,1	1342,1	1803,6	1602,3	1692,3	2163,9	1622,6	1556,9	2348,7	1840,3	1616,5	1713,1	1461,6	1597,8
C7-075	Salmourão	21° 37' 14"	50° 54' 59"	1184,3	1238,7	1342,9	1145,2	1380,8	1425,5	917,8	1772,7	1309,1	1261,9	1337,6	1311,6	999,6	1546,6	1296,8	1802,1	1094,0	800,7	1287,1
C7-076	Santópolis do Aguapeí	21° 38' 00"	50° 30' 00"	1062,7	1353,0	1295,4	1321,4	1150,6	1428,0	1277,0	1531,3	1267,7	1324,6	1454,8	1469,3	1096,5	1520,8	1339,9	1430,3	1240,5	1161,0	1318,1
C7-077	Pompeia	21° 59' 00"	50° 06' 00"	1071,4	1128,2	1291,8	1323,1	1288,5	1651,1	1300,9	1719,7	1537,0	1618,7	2046,6	1555,4	1495,8	2214,3	1753,0	1549,9	1637,5	1409,3	1532,9
C7-078	Piacatu	21° 36' 00"	50° 36' 00"	1115,1	1292,1	1252,4	1132,1	1168,5	1163,0	1060,3	1931,9	1314,8	1194,1	1420,6	1489,8	969,0	1589,8	1390,1	1457,9	1312,3	1006,1	1292,2
C7-081	Rubiaceia	21° 25' 00"	50° 50' 00"	1285,66	1329,42	1155,43	1372,28	1097,06	1377,44	1155,96	1711,98	1246,8	1475,67	1563,08	1439,72	1233,79	1527,9	1352,86	1491,17	1214,05	1913,14	1385,7
C7-082	Promissão	21° 39' 00"	50° 01' 00"	923,5	1413,3	1316,1	1360,0	1071,8	1539,9	1285,1	1714,3	1269,4	1365,3	1585,1	1609,6	980,5	1696,5	1391,3	1543,8	1223,4	1089,4	1354,4
C8-008	Monte Castelo	21° 18' 01"	51° 34' 12"	944,0	1262,8	1313,0	1015,1	1072,5	990,1	847,5	1648,3	1298,9	920,0	1371,1	1043,7	1123,1	1600,3	1053,4	1567,2	1144,3	999,8	1178,6
C8-019	Panorama	21° 21' 10"	51° 51' 27"	974,0	1451,0	1285,8	1431,0	1231,5	1047,4	1116,6	1806,1	1362,1	1110,2	1156,9	983,9	1056,4	1972,0	1252,6	1585,2	1163,5	844,9	1268,4
C8-030	Flórida Paulista	21° 30' 00"	51° 09' 00"	885,1	1273,9	1459,8	1354,2	1435,5	1287,4	1156,0	1906,8	1423,5	1374,6	1512,8	1314,7	1181,7	1854,6	1321,7	1868,2	923,6	1013,4	1363,7
C8-043	Dracena	21° 28' 01"	51° 32' 54"	1055,4	1121,5	1364,1	1260,2	1231,8	1043,5	1078,7	1999,8	1268,7	1096,7	1366,8	1285,6	1281,7	2055,7	1365,9	1910,4	1201,7	998,4	1332,6
C8-045	Nova Independência	21° 06' 00"	51° 29' 00"	1013,6	1266,9	1388,0	1319,2	1372,2	1275,7	1190,1	1679,2	1364,3	1332,5	1422,5	1293,5	1206,8	1645,2	1298,0	1654,0	1038,7	1097,2	1325,4
C8-046	Junqueirópolis	21° 26' 00"	51° 22' 00"	1214,1	1123,8	1275,8	1170,8	1525,7	1121,8	1079,2	1664,6	1233,8	1357,5	1397,2	1110,7	1067,8	1445,3	1100,5	1418,7	1208,9	1075,9	1255,1
C8-050	Lavinia	21° 17' 00"	51° 08' 00"	922,1	1246,5	1401,6	1313,5	1381,4	1257,8	1148,1	1774,7	1371,4	1330,5	1445,9	1280,6	1169,6	1731,1	1286,4	1742,42	954,188	1029,13	1321,5
C8-052	Adamantina	21° 26' 57"	51° 00' 37"	1134,1	1410,3	1204,0	1322,9	1335,0	1389,3	953,5	2002,2	1408,5	1573,7	1333,7	1218,5	1249,9	1589,4	1377,1	2093,2	1119,1	1006,1	1373,4
C8-053	Paulicéia	21° 08' 00"	51° 46' 00"	1084,5	1475,3	1339,9	1458,9	1295,5	1144,6	1201,3	1766,2	1402,5	1196,1	1234,4	1092,6	1152,0	1902,1	1312,7	1585,2	1239,8	978,7	1325,7
C8-058	Mirandópolis	21° 08' 04"	51° 06' 05"	1238,0	1137,4	1306,8	1189,7	1585,5	1135,1	1087,6	1740,3	1260,0	1397,9	1442,2	1122,7	1074,9	1495,8	1111,4	1466,1	1232,2	1083,9	1283,8
D6-018	Garça	22° 12' 00"	49° 39' 00"	1183,7	1316,1	1233,8	1379,6	980,6	1477,9	1419,5	2155,9	1159,3	1655,6	1655,0	1578,5	1302,9	1800,4	1618,9	1780,3	1633,3	1251,6	1476,8
D6-025	Marília	22° 12' 45"	49° 56' 04"	1133,3	1225,5	1303,9	1486,2	1284,4	1506,1	1250,1	1980,0	1351,7	1604,7	1602,3	1579,0	1337,6	1760,9	1406,0	1762,0	1168,6	1213,4	1442,0
D6-086	Pirajuí	22° 03' 00"	49° 37' 00"	1015,4	971,5	1199,7	960,4	718,0	1245,9	827,9	1835,6	1044,3	1521,0	1604,2	1081,3	1263,9	1529,7	1320,7	1577,1	924,1	1059,5	1205,6
D6-093	Álvaro de Carvalho	22° 05' 00"	49° 43' 00"	1243,2	1316,0	1026,5	1387,3	929,4	1395,9	1027,4	1952,5	1178,5	1559,3	1704,7	1499,5	1156,9	1646,2	1355,0	1585,1	1124,1	2287,1	1409,7
D6-098	Marília	22° 08' 00"	49° 55' 00"	1147,4	1298,4	1201,3	1258,2	1043,6	1248,5	1156,8	1899,8	1303,1	1472,2	1815,4	1296,6	1152,3	1679,5	1427,6	1531,6	1371,7	1114,2	1356,6
D6-099	Garça	22° 11' 00"	49° 35' 00"	1201,5	1296,4	1237,4	1341,9	1056,0	1412,3	1370,4	1898,0	1184,1	1539,6	1539,2	1484,4	1286,9	1643,3	1513,3	1628,9	1523,6	1250,2	1411,5
D7-032	Oriente	22° 09' 01"	50° 05' 23"	1121,6	1080,8	1292,9	1070,4	845,1	1335,9	947,3	1884,1	1148,4	1591,6	1669,0	1182,8	1352,6	1599,7	1405,4	1643,8	1036,6	1162,6	1298,4
D7-033	Quintana	22° 04' 20"	50° 18' 14"	1303,9	1349,2	1435,9	1271,3	1467,5	1504,7	1082,0	1793,8	1407,8	1368,5	1431,5	1409,9	1150,1	1605,5	1397,5	1818,3	1228,7	984,5	1389,5

Fonte: DAEE (2020)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S

**Apêndice B - Média de precipitação anual em estações pluviométricas localizadas na bacia hidrográfica do rio do Peixe**

Precipitação (mm)																						
Estação	Município	Latitude	Longitude	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	Media
C7-001	Parapuã	21° 56' 25"	50° 56' 24"	1029,9	1132,0	1247,2	1055,6	1293,4	1372,2	1120,6	1878,4	1331,1	1306,4	1271,1	1440,0	1099,1	1763,4	1211,3	1472,7	1064,8	939,7	1279,4
C7-004	Tupã	21° 57' 43"	50° 27' 50"	1172,3	1322,5	1249,6	1368,4	1164,8	1465,0	1110,4	1727,8	991,0	1291,8	1285,3	1639,8	1221,1	1803,8	1718,8	1754,2	1401,4	1304,1	1388,5
C7-043	Tupã	21° 56' 00"	50° 32' 00"	1208,4	1332,4	1272,2	1370,2	1202,2	1450,0	1157,3	1666,9	1058,7	1307,0	1301,6	1594,3	1248,7	1729,6	1659,5	1688,7	1397,5	1317,2	1386,8
C7-054	Iacri	21° 52' 12"	50° 40' 35"	1008,1	1248,4	1273,5	1046,2	1038,8	1494,6	1040,8	1906,7	1061,9	1478,4	1393,6	1462,3	1120,1	1955,2	1428,1	1717,4	1422,3	1319,5	1356,4
C7-062	Bastos	21° 55' 30"	50° 42' 44"	1142,1	1461,7	1384,9	1062,8	1210,4	1308,3	885,9	1701,7	1198,4	1271,7	1416,6	1454,3	1112,5	1923,7	1258,3	1557,0	1135,6	1093,4	1310,0
C7-066	Tupã	21° 54' 02"	50° 35' 52"	1519,8	1513,6	1417,6	1229,4	1387,6	1542,7	1311,6	2209,0	1637,9	1527,5	1586,5	1781,8	1619,8	2316,9	1614,2	1926,4	1413,0	962,1	1584,3
C7-067	Oswaldo cruz	21° 47' 53"	50° 52' 18"	1138,2	1191,5	1321,2	1327,9	1461,6	1374,6	995,8	1975,5	1152,3	1241,6	1265,4	1569,2	1122,4	1820,3	1346,8	1727,7	1228,7	979,8	1346,7
C8-001	Piqueri	21° 53' 10"	51° 43' 38"	1390,2	1638,5	1202,8	1099,1	1249,8	1313,1	959,3	2199,2	1347,7	1342,8	1395,2	1630,7	1144,1	2079,8	1418,4	1667,6	1265,69	975,4	1406,6
C8-002	Florida Paulista	21° 36' 59"	51° 10' 06"	929,4	1107,5	1680,7	1194,7	1141,2	1187,5	957,6	2035,3	1277,1	1261,5	1267,3	1450,7	1122,4	1834,3	1394,8	1730,1	1089,2	1032,1	1316,3
C8-004	Adamantina	21° 41' 16"	51° 02' 31"	1028,6	1178,9	1225,6	1246,7	1552,7	1280,7	1086,4	1940,6	1310,3	1129,8	1267,4	1271,6	1165,9	1824,1	1178,6	1778,0	937,2	951,5	1297,5
C8-009	Santo Anastácio	21° 58' 08"	51° 38' 34"	1202,7	1544,6	1183,6	1087,7	1284,4	1236,6	895,5	1769,1	1322,1	1181,0	1422,3	1562,9	1294,0	2020,6	1465,6	1572,7	1474,3	1053,5	1365,2
C8-014	Alfredo Marcondes	21° 57' 06"	51° 24' 44"	1170,4	1508,3	1260,6	1075,0	1018,4	1308,9	992,9	1878,3	1311,4	1316,2	1477,1	1340,1	1201,9	1846,9	1476,1	1603,4	1366,7	1206,7	1353,3
C8-018	Lucélia	21° 43' 44"	51° 00' 40"	947,7	1235,6	1138,2	1264,6	1638,7	1244,5	945,2	1989,6	1404,9	1126,1	1323,0	1512,8	1147,8	2021,6	1126,0	1842,5	1245,5	1185,0	1352,2
C8-026	Emilianópolis	21° 49' 59"	51° 28' 47"	1243,6	1320,1	1079,0	982,4	1170,8	1110,8	866,6	1552,1	1003,0	1179,5	1430,1	1193,4	1183,7	1960,9	1241,0	1600,6	1139,2	1170,1	1245,9
C8-042	Irapuru	21° 34' 00"	51° 21' 00"	1049,9	1318,7	1474,4	1261,0	1288,1	898,5	1082,3	2104,9	1048,0	1187,6	1479,3	1047,3	1043,5	1864,3	1260,9	1783,1	954,8	988,4	1285,3
C8-047	Mariópolis	21° 47' 00"	51° 11' 00"	1088,9	1205,5	1241,7	1258,1	1495,4	1284,4	1133,8	1796,2	1307,4	1167,4	1274,1	1277,4	1195,4	1705,9	1205,3	1670,1	1018,0	1029,1	1297,4
C8-054	Martinópolis	22° 00' 05"	51° 08' 08"	1098,7	1217,8	1378,9	1255,8	1352,3	1467,9	1059,8	1725,9	1284,1	1107,2	1225,2	1082,1	1314,0	1945,5	1158,4	2014,8	1158,3	913,6	1320,0
C8-055	Ouro Verde	21° 35' 01"	51° 42' 30"	1098,7	1217,8	1378,9	1267,1	1352,3	1467,9	1021,8	1725,9	1284,1	1088,1	1259,7	1082,1	1314,0	1945,5	1158,4	2011,1	1158,3	913,6	1319,2
C8-057	Presidente Venceslau	21° 43' 00"	51° 49' 00"	1124,69	1364,71	1111,29	1043,97	1182,04	1148,49	909,05	1522,29	1208,51	1109,46	1278,85	1377,54	1188,78	1698,83	1309,24	1384,42	1315,32	1019,96	1238,7
C8-059	Flora Rica	21° 44' 16"	51° 26' 28"	1099,0	1164,8	1218,2	965,4	990,8	1021,6	907,5	1672,7	1293,6	1245,8	1345,1	1298,3	1152,5	2230,7	1491,1	1763,1	1023,6	866,1	1263,9
D6-092	Garça	22° 19' 00"	49° 46' 00"	1242,9	1369,8	1393,5	1304,8	917,6	1314,7	1313,1	2175,7	1287,5	1400,0	1508,4	1582,4	1389,3	1949,5	1930,8	2290,4	1495,5	1436,8	1516,8
D7-001	Quatã	22° 15' 28"	50° 42' 03"	1336,7	1399,3	1285,8	1283,7	1165,7	1637,2	1141,1	1685,3	1312,8	1206,9	1484,8	1496,1	1365,9	1967,2	1495,9	1717,2	1344,8	1188,9	1417,5
D7-003	Pompeia	22° 06' 20"	50° 11' 42"	1200,7	1335,4	1436,0	1304,9	1118,7	1389,1	1093,1	1702,9	1139,4	1404,8	1422,0	1474,7	1357,5	1614,0	1388,5	1485,6	1145,7	1271,7	1349,1
D7-061	Tupã	22° 03' 39"	50° 31' 00"	1149,4	1262,2	1207,5	1296,7	1143,7	1369,3	1102,9	1566,8	1013,2	1239,2	1234,3	1500,6	1186,0	1623,9	1560,0	1586,6	1321,5	1248,4	1311,8
D7-062	Borá	22° 15' 00"	50° 33' 00"	1240,6	1281,7	1207,1	1205,7	1128,1	1438,1	1112,0	1469,8	1224,9	1155,2	1337,9	1345,4	1259,8	1655,1	1345,2	1490,7	1245,9	1143,4	1293,7
D7-067	Marília	22° 20' 54"	50° 02' 51"	1035,4	1172,9	1215,6	1234,9	1514,7	1266,0	1088,3	1869,5	1293,0	1128,0	1253,8	1257,6	1161,0	1762,9	1172,6	1720,7	951,8	964,9	1281,3
D7-073	Rancharia	22° 07' 18"	50° 49' 42"	963,0	978,9	1116,0	1056,5	1023,0	1226,8	1135,8	1865,5	1217,0	1260,2	1377,3	1586,7	994,5	2029,5	1492,0	1922,7	1405,4	1281,9	1329,6
D7-074	Marília	22° 16' 16"	50° 06' 26"	1180,6	1330,3	1442,2	1296,4	1089,4	1390,0	1060,9	1739,0	1112,4	1407,5	1426,6	1485,2	1354,9	1640,1	1389,4	1497,3	1119,4	1259,48	1345,6
D7-075	Quintana	22° 10' 54"	50° 23' 50"	1215,3	1335,8	1425,8	1308,5	1141,9	1383,8	1119,0	1664,6	1160,4	1397,9	1413,3	1460,4	1355,6	1585,1	1383,3	1470,1	1166,1	1278,8	1348,1
D7-077	Rancharia	22° 10' 00"	50° 59' 00"	1308,5	1614,9	1291,4	1205,5	1381,7	1338,9	1033,3	1816,0	1415,5	1289,1	1505,3	1631,3	1390,3	2041,4	1544,1	1640,0	1551,8	1174,8	1454,1
D8-003	Presidente Prudente	22° 06' 00"	51° 23' 00"	1113,7	1593,0	1475,4	1161,9	1174,4	1267,7	1088,5	1906,4	1448,5	1263,4	1618,6	1479,4	1349,3	1821,1	1438,6	1600,8	1319,9	1007,7	1396,0
D8-047	Indiana	22° 09' 17"	51° 15' 09"	1161,1	1268,1	1343,5	1234,0	1136,8	1318,0	1031,2	1923,5	1298,2	1330,6	1742,5	1513,0	1187,6	1975,8	1372,9	1661,4	1241,4	911,1	1369,5
D8-057	Caiabu	22° 01' 00"	51° 14' 00"	1132,7	1223,3	1152,4	1159,9	1362,2	1370,3	1000,3	2056,2	1538,6	1350,3	1487,0	1499,3	1172,5	1815,1	1293,9	1479,2	1143,8	988,2	1345,8

Fonte: DAEE (2020)  
Elaboração DEGRANDE, E.J.S

## Apêndice C- Quadro com valores de Erosividade (fator R)

Ponto	Localidade	Latitude	Longitude	Latitude2	Longitude2	Fator R
1	Adolfo	21°14'06"	49°38'37"	-21,235	-49,6436111	7098
2	Agissê	22°31'54"	50°54'37"	-22,5317	-50,9103	6999
3	Águas de santa Barbara	22°52'50"	49°14'20"	-22,8806	-49,2389	7313
4	Agudos	22°28'09"	48°59'15"	-22,4692	-48,9875	7364
5	Agulha	21°22'11"	48°44'34"	-21,3697	-48,7428	7751
6	Alfredo Marcondes	21°57'19"	51°24'46"	-21,9553	-51,4128	6706
7	Alto Alegre	21°34'50"	50°09'49"	-21,5806	-50,1636	6766
8	Alvares Machado	22°04'46"	51°28'19"	-22,0794	-51,4719	6525
9	Alvinlândia	22°26'39"	49°45'47"	-22,4442	-49,7631	7443
10	Amadeu Amaral	22°20'50"	50°02'49"	-22,3472	-50,0469	7088
11	Amandaba	21°06'05"	51°09'31"	-21,1014	-51,1586	6648
12	Ameliópolis	21°48'10"	51°18'32"	-21,8028	-51,3089	6255
13	Anápolis	21°43'28"	50°32'06"	-21,7244	-50,535	6734
14	Andradina	20°53'46"	51°22'46"	-20,8961	-51,3794	7651
15	Anhumas	22°17'43"	51°23'14"	-22,2953	-51,3872	6589
16	Aparecida de são Manuel	22°43'45"	48°36'39"	-22,7292	-48,6108	7791
17	Aparecida do Monte Alto	21°14'12"	48°38'37"	-21,2367	-48,6436	7802
18	Arabela	21°24'22"	51°43'48"	-21,4061	-51,73	6108
19	Araçatuba	21°12'32"	50°25'58"	-21,2089	-50,4328	6604
20	Araraquara	21°47'40"	48°10'32"	-21,7944	-48,1756	8242
21	Arco-Iris	21°46'21"	50°27'54"	-21,7725	-50,465	6811
22	Arealva	22°01'43"	48°54'40"	-22,0286	-48,9111	6481
23	Assis	21°48'23"	51°41'28"	-21,8064	-51,6911	7078
23	Assis	21°48'23"	51°41'28"	-21,8064	-51,6911	7078
24	Atlântida	21°34'23"	51°12'58"	-21,5731	-51,2161	6066
25	Avanhandava	21°27'39"	49°56'59"	-21,4608	-49,9497	7264
26	Bacuriti	21°35'08"	49°26'28"	-21,5856	-49,4411	7118
27	Barbosa	21°16'00"	49°56'57"	-21,2667	-49,9492	7084
28	Bocaina	22°08'10"	48°31'05"	-22,1361	-48,5181	7262
29	Boraceia	22°11'35"	48°46'44"	-22,1931	-48,7789	6586
30	Borborema	21°37'11"	49°04'25"	-21,6197	-49,0736	6962
31	Botelho	21°21'45"	48°45'50"	-21,3625	-48,7639	7736
32	Brauna	21°29'57"	50°18'56"	-21,4992	-50,3156	6858
33	Brejo Alegre	21°09'59"	50°11'07"	-21,1664	-50,1853	6450
34	Buritama	21°03'58"	50°08'50"	-21,0661	-50,1472	6429
35	Cajobi	20°52'47"	48°48'34"	-20,8797	-48,8094	9112
36	Cambaratiba	21°44'29"	49°01'27"	-21,7414	-49,0242	6977
37	Campinal	21°34'19"	51°58'42"	-21,5719	-51,9783	6259
38	Castilho	20°52'20"	51°29'15"	-20,8722	-51,4875	7603
39	Catigua	21°02'58"	49°03'30"	-21,0494	-49,0583	7067

Continuação...

Ponto	Localidade	Latitude	Longitude	Latitude2	Longitude2	Fator R
40	Cedral	20°54'10"	49°16'06"	-20,9028	-49,2683	8783
41	Coroados	21°21'07"	50°16'53"	-21,3519	-50,2814	6727
42	Curupa	21°43'20"	48°34'51"	-21,7222	-48,5808	7898
43	Dalas	20°31'26"	50°44'40"	-20,5239	-50,7444	7772
44	Dirce Reis	20°27'58"	50°36'22"	-20,4661	-50,6061	7632
45	Dobrada	21°31'00"	48°23'38"	-21,5167	-48,3939	8000
46	Elisiário	21°09'56"	49°06'42"	-21,1656	-49,1117	6960
47	Engenheiro Balduino	20°40'58"	49°41'16"	-20,6828	-49,6878	8658
48	Engenheiro Schimidt	20°52'03"	49°18'35"	-20,8675	-49,3097	8741
49	Esmeralda	20°18'09"	51°02'54"	-20,3025	-51,0483	6692
50	Estrela d'Oeste	20°17'16"	50°24'03"	-20,2878	-50,4008	7441
51	Fatima	21°47'39"	49°49'09"	-21,7942	-49,8192	7484
52	Fernando Prestes	21°15'52"	48°41'07"	-21,2644	-48,6853	7810
53	Floreal	20°40'36"	50°08'43"	-20,6767	-50,1453	7924
54	Gastão Vidigal	20°47'55"	50°11'13"	-20,7986	-50,1869	8027
55	Gavião Peixoto	21°50'20"	48°29'41"	-21,8389	-48,4947	7814
56	General Salgado	20°38'54"	50°21'38"	-20,6483	-50,3606	8139
57	Glicério	21°22'34"	50°12'21"	-21,3761	-50,2058	8816
58	Guapiaçu	20°47'42"	49°13'13"	-20,795	-49,2203	7114
59	Guarapiranga	21°31'05"	49°38'31"	-21,5181	-49,6419	6597
60	Guaraçai	21°01'42"	51°12'24"	-21,0283	-51,2067	6677
61	Guararapes	21°15'39"	50°38'34"	-21,2608	-50,6428	6677
62	Guariba	21°21'36"	48°13'42"	-21,36	-48,2283	7831
63	Guaricanga	22°03'09"	49°19'57"	-22,0525	-49,3325	6798
64	Guariroba	21°28'28"	48°37'31"	-21,4744	-48,6253	7812
65	Guzolandia	20°38'59"	50°39'43"	-20,6497	-50,6619	7948
66	Ibirá	21°04'49"	49°14'27"	-21,0803	-49,2408	7021
67	Ida	20°42'08"	49°57'02"	-20,7022	-49,9506	8724
68	Ilha Solteira	20°25'58"	51°20'33"	-20,4328	-51,3425	6956
69	Irapuã	21°16'46"	49°24'32"	-21,2794	-49,4089	7047
70	Irapuru	21°34'15"	51°20'42"	-21,5708	-51,345	6738
71	Itajobi	21°19'05"	49°03'16"	-21,3181	-49,0544	6928
72	Itaju	21°58'52"	48°48'17"	-21,9811	-48,8047	8005
73	Itápolis	21°35'44"	48°48'46"	-21,5956	-48,8128	7679
74	Jaci	20°52'56"	49°34'12"	-20,8822	-49,57	8854
75	Jacipora	21°35'50"	51°35'34"	-21,5972	-51,5928	6512
76	Jales	20°16'08"	50°32'45"	-20,2689	-50,5458	7396
77	Jatoba	21°37'31"	50°14'39"	-21,6253	-50,2442	6735
78	Juritis	21°12'09"	50°10'23"	-21,2025	-50,1731	6498
79	Jurupema	21°22'02"	48°34'10"	-21,3672	-48,5694	7909
80	Lauro Penteadado	21°30'50"	50°27'19"	-21,5139	-50,4553	6748
81	Lins	21°40'43"	49°44'33"	-21,6786	-49,7425	7351

Continuação...

Ponto	Localidade	Latitude	Longitude	Latitude2	Longitude2	Fator R
82	Lourdes	20°58'01"	50°13'27"	-20,9669	-50,2242	8202
83	Macaubal	20°48'21"	49°57'50"	-20,8058	-49,9639	8836
84	Marapoama	21°15'33"	49°07'44"	-21,2592	-49,1289	6948
85	Martinópolis	20°26'26"	50°49'23"	-20,4406	-50,8231	7754
86	Matão	21°36'12"	48°21'57"	-21,6033	-48,3658	8031
87	Mendonça	21°10'00"	49°34'51"	-21,1667	-49,5808	7122
88	Miraluz	20°56'28"	49°41'22"	-20,9411	-49,6894	8961
89	Mirassol	20°49'09"	49°31'16"	-20,8192	-49,5211	8743
90	Monções	20°51'01"	50°05'30"	-20,8503	-50,0917	8039
91	Monte Azul Paulista	20°54'26"	48°38'29"	-20,9072	-48,6414	9344
92	Monte Verde Paulista	20°50'37"	48°47'23"	-20,8436	-48,7897	9152
93	Presidente Epitácio	21°45'48"	52°06'56"	-21,7633	-52,1156	6050
94	Presidente Prudente	22°07'32"	51°23'20"	-22,1256	-51,3889	6666
95	Presidente Venceslau	21°52'34"	51°50'38"	-21,8761	-51,8439	6677
96	Quatá	22°14'51"	50°41'54"	-22,2475	-50,6983	7112
97	Regente Feijó	22°13'17"	51°18'10"	-22,2214	-51,3028	6718
98	Ribeirão dos Índios	21°58'33"	51°39'05"	-21,9758	-51,6514	6907
99	Ribeiro do Vale	21°04'14"	50°42'36"	-21,0706	-50,71	6798
100	Rinópolis	21°43'33"	50°43'20"	-21,7258	-50,7222	6806
101	Rosália	21°59'48"	49°58'35"	-21,9967	-49,9764	7742
102	Rosana	22°34'47"	53°03'33"	-22,5797	-53,0592	5755
103	Rubiácea	21°18'02"	50°43'36"	-21,3006	-50,7267	6695
104	Santa Mercedes	21°21'03"	51°45'19"	-21,3508	-51,7553	6108
105	Santo Anastácio	21°50'18"	51°36'37"	-21,8383	-51,6103	6596
106	São João do Pau d'Alho	21°16'05"	51°39'57"	-21,2681	-51,6658	6038
107	Sud Mennucci	20°41'27"	50°55'26"	-20,6908	-50,9239	8050
108	Teodoro Sampaio	22°31'57"	52°10'03"	-22,5325	-52,1675	6189
109	Tabajara	21°17'06"	51°07'28"	-21,285	-51,1244	6078
110	Teçaindá	22°00'06"	51°08'10"	-22,0017	-51,1361	6369
111	Terra Nova d'Oeste	21°18'13"	51°41'10"	-21,3036	-51,6861	6420
112	Tupã	21°56'05"	50°30'49"	-21,9347	-50,5136	7147
113	Tupi Paulista	21°22'52"	51°34'14"	-21,3811	-51,5706	6589
114	Valparaíso	21°13'40"	50°52'06"	-21,2278	-50,8683	6755

Fontes: DAEE (2020) e PEREIRA (2021)

Elaboração: DEGRANDE, E.J.S