UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Câmpus de Sorocaba

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em
Ciências Ambientais

**FELIPE ALEXANDRE RIZZO**

# IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RECUPERAÇÃO EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA INTERMUNICIPAL NO OESTE MARANHENSE

Sorocaba
2022

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Câmpus de Sorocaba

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em
Ciências Ambientais

**FELIPE ALEXANDRE RIZZO**

# IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RECUPERAÇÃO EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA INTERMUNICIPAL NO OESTE MARANHENSE

Tese apresentada como requisito para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" na Área de Concentração Recursos Hídricos, Manejo e Monitoramento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Darlan Collins Cunha e Silva
Coorientadores: Prof. Dr. Paulo Sérgio Tonello
Prof. Dr. André Gustavo Lima de Almeida Martins

Sorocaba
2022

R627i

Rizzo, Felipe Alexandre
Identificação de Áreas Prioritárias para Recuperação em uma Bacia Hidrográfica Intermunicipal no Oeste Maranhense / Felipe Alexandre Rizzo. -- Sorocaba, 2022
120 f. : il., tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba
Orientador: Darllan Collins da Cunha Silva
Coorientador: Paulo Sérgio Tonello

1. Córrego Pequiá. 2. Áreas Degradadas. 3. Análise Espacial. 4. Uso do Solo. 5. Água. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA**

**Câmpus de Sorocaba**

## CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: Identificação de áreas prioritárias para recuperação em uma bacia hidrográfica intermunicipal no oeste maranhense

**AUTOR: FELIPE ALEXANDRE RIZZO**
**ORIENTADOR: DARLLAN COLLINS DA CUNHA E SILVA**
**COORIENTADOR: ANDRÉ GUSTAVO LIMA DE ALMEIDA MARTINS**
**COORIENTADOR: PAULO SERGIO TONELLO**

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em CIÊNCIAS AMBIENTAIS, área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. DARLLAN COLLINS DA CUNHA E SILVA (Participaçao Virtual)
Departamento de Engenharia Ambiental / Unesp ICT Sorocaba

Prof. Dr. LUIZ FERNANDES SILVA DIONISIO (Participaçao Virtual)
Centro de Ciências Agrárias / Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão (UEMASUL)

Profa. Dra. SUZENILDE COSTA MACIEL (Participaçao Virtual)
Departamento de Ensino / Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão (IFMA)

Prof. Dr. RENAN ANGRIZANI DE OLIVEIRA (Participaçao Virtual)
Engenharia Ambiental / Universidade de Sorocaba

Prof. Dr. ADMILSON IRIO RIBEIRO (Participaçao Virtual)
Engenharia Ambiental / Unesp ICT Sorocaba

Sorocaba, 15 de julho de 2022

Aos meus Pais,

À minha Filha.

## AGRADECIMENTOS

Meus agradecimentos sinceros aos amigos:
Professor Doutor Paulo Sérgio Tonello pela orientação, paciência e busca por alternativas que me possibilitaram a finalização deste estudo.
Ao Professor Doutor Darllan Collins da Cunha e Silva por conceder grande parte do seu tempo na orientação, sugestão e ensinamentos acadêmicos.
Ao Professor Doutor André Gustavo Lima de A. Martins pela coorientação e disponibilidade.
Ao Arlindo Neto (Secretaria de Meio Ambiente de São Francisco do Brejão) e Wendel Moraes (Gestor Ambiental) pela ajuda nas coletas de campo e imagens aéreas.
As pessoas que contribuíram direta ou indiretamente para o sucesso deste trabalho.
Por fim, agradeço também a Universidade Estadual Paulista (UNESP) e ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia (IFMA).

RIZZO, F. A. **Identificação de áreas prioritárias para recuperação em uma bacia hidrográfica intermunicipal no oeste maranhense.** 2022. 120f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais), Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciências e Tecnologia, Sorocaba – SP.

## RESUMO

Diante da necessidade de conhecer a qualidade ambiental da Bacia Hidrográfica do Córrego Pequiá, no oeste maranhense, inserida nos municípios de Açailândia, São Francisco do Brejão e João Lisboa foi proposto este estudo objetivando a elaboração de uma ferramenta de gestão que permita identificar áreas degradadas necessárias à recuperação. A ocupação irregular do solo, evidenciou a alteração da paisagem na bacia, que encontra-se inserida no bioma Amazônico com algumas áreas transicionais do Cerrado, onde se destaca a presença de grandes fazendas, distrito industrial e áreas urbanas, alterando consequentemente a qualidade da água. Para a execução deste estudo foram utilizados os softwares ArcGIS 10.6, QGIS 2.18 e Trackmaker para o cálculo e análise de índices morfométricos das sub-bacias hidrográficas presentes na área de estudo, das variáveis da Equação Universal de Perdas de Solo, da espacialização dos Índices de Qualidade da Água (IQA) e Índice de Estado Trófico (IET) nos exutórios das sub-bacias hidrográficas, da relação espacial da temperatura da superfície terrestre (TST) com o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) em dois períodos distintos 1984 e 2020 e, por fim, a determinação de áreas prioritárias à recuperação (APR). Os resultados permitiram identificar uma tendência a não circularidade para todas as sub-bacias hidrográficas e o maior gradiente do canal principal observado foi de 38,70 m/km na sub-bacia do Mosquito. Os índices de sinuosidade foram classificados como reto para as sub-bacias do baixo Pequiá e Mosquito, ficando as demais como muito sinuoso com maior tendência de aporte de sedimentos. Para os resultados dos índices de rugosidade mostram terreno suavemente ondulado para as sub-bacias do Mosquito e alto Pequiá com valores 165,92 e 187,88 e a perda média anual de solo foi estimada em 17.180,07 t/ha/ano que variou entre 12,65 e 34.349,4 t/ha/ano. Para o IQA alguns parâmetros divergiram do que preconiza a Resolução CONAMA 357/05, para Classe 2, sendo observado IQA ruim para dois exutórios localizados no baixo Pequiá e Brejão e um IET classificado como supereutrófico para os exutórios Mosquito e alto Pequiá, indicando um possível quadro de eutrofização do rio. Na análise das imagens ocorreu diferença de vegetação existente em 36 anos de atividades antrópicas que alterou a dinâmica da floresta em diversos pontos da bacia, ocasionando um aumento médio de temperatura de 4ºC, evidenciando-se a necessidade da recomposição florestal. Na bacia 1,73 % das áreas possuem risco alto de diminuição da capacidade de recuperação, uma vez que o desenvolvimento bacteriano e de microorganismos poderá se tornar menor a cada ano, por consequência do aumento da temperatura do solo. Concluiu-se que existe a necessidade de gestão compartilhada entre os municípios onde está inserida a Bacia Hidrográfica do Pequiá para a manutenção da dinâmica hidrológica da região. A perda de solo nos pontos mais críticos da bacia se deve ao tipo de solo, elevada declividade e falta de práticas conservacionistas. O IQA e IET trazem informações relevantes das alterações geradas pelas ações antrópicas nas águas superficiais. Portanto, essa proposta possibilita a tomada de decisão em áreas estritamente prioritárias, dependendo de menores investimentos por se tratar áreas pontuais na Bacia do Córrego Pequiá.

**Palavras-chave**: Córrego Pequiá. Áreas Degradadas. Análise Espacial. Uso do Solo. Água.

RIZZO, F. A. **Identification of priority areas for recovery in an intercity watershed in western Maranhão**. 2022. 122f. Thesis (Doctorate in Environmental Sciences), Universidade Estadual Paulista (Unesp), Institute of Science and Technology, Sorocaba - SP.

## ABSTRACT

In view of the need to know the environmental quality of the Pequiá Stream Watershed, in the west of Maranhão, inserted in the municipalities of Açailândia, São Francisco do Brejão and João Lisboa, this study was proposed aiming at the elaboration of a management tool that allows the identification of degraded areas necessary for recovery. The irregular occupation of the soil has shown the alteration of the landscape in the basin, which is inserted in the Amazon biome with some transitional areas of the Cerrado, where the presence of large farms, industrial districts and urban areas stands out, consequently altering the quality of the water. For the execution of this study, the ArcGIS 10.6, QGIS 2. 18 and Trackmaker to calculate and analyze the morphometric indexes of the sub-watersheds present in the study area, the variables of the Universal Soil Loss Equation, the spatialization of the Water Quality Index (WQI) and the Trophic State Index (STI) in the outlets of the sub-watersheds, of the spatial relationship of land surface temperature (LST) with the normalized difference vegetation index (NDVI) in two distinct periods 1984 and 2020 and, finally, the determination of priority areas for recovery (PAR). The results allowed identifying a tendency to non-circularity for all sub-basins and the highest gradient of the main channel observed was 38.70 m/km in the Mosquito sub-basin. The sinuosity indices were classified as straight for the sub-basins of the lower Pequiá and Mosquito, while the others were classified as very sinuous with a greater tendency of sediment contribution. The results of the roughness indices show a gently undulating terrain for the sub-basins of Mosquito and upper Pequiá with values of 165.92 and 187.88. The average annual soil loss was estimated at 17,180.07 t/ha/year, which varied between 12.65 and 34,349.4 t/ha/year. For the WQI some parameters diverged from what is recommended by the CONAMA Resolution 357/05, for Class 2, being observed a bad WQI for two outlets located in the lower Pequiá and Brejão and an STI classified as supereutrophic for the outlets Mosquito and upper Pequiá, indicating a possible picture of eutrophication of the river. In the analysis of the images there was a difference in the vegetation existing in 36 years of anthropic activities that altered the dynamics of the forest in several points of the basin, causing an average temperature increase of 4ºC, evidencing the need for forest recomposition. In the basin, 1.73% of the areas have a high risk of reducing their capacity to recover, since the bacterial and microorganism development may become less each year, as a result of the increase in soil temperature. It was concluded that there is a need for shared management between the municipalities where the Pequiá watershed is located in order to maintain the hydrological dynamics of the region. The loss of soil in the most critical points of the basin is due to the type of soil, high slope and lack of conservationist practices. The WQI and STI provide relevant information about the changes generated by anthropic actions in surface waters. Therefore, this proposal enables decision making in strictly priority areas, depending on smaller investments because they are punctual areas in the Pequiá Stream Watershed.

Keywords: Pequiá Stream, Degraded Areas, Spatial Analysis, Land Use, Water.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Limites municipais e da Bacia Hidrográfica do Córrego Pequiá (BHCP) ..... 22
Figura 2 - Temperaturas mensais no período de 1961 a 1990 na região da Bacia Hidrográfica do Pequiá, Estado do Maranhão ..... 24
Figura 3 - Mapa das sub-bacias do Córrego do Pequiá, no Estado do Maranhão ..... 30
Figura 4 - Mapa de erosividade da Bacia do Córrego Pequiá (BHCP) ..... 45
Figura 5 - Fator K encontrado para os solos bacia do córrego Pequiá Estado do Maranhão ... 47
Figura 6 - Mapa do fator topográfico da bacia do Pequiá com ponto de erosão e deposição de solo na bacia, Estado do Maranhão ..... 49
Figura 7 - Mapa do Fator CP e área de açudes e plantios de Eucalyptus sp. Estado do Maranhão ..... 50
Figura 8 - Mapa da perda de solo anual com fotografias identificando ponto de erosão próximo a estrada e a margem esquerda de um curso de água ..... 51
Figura 9 - Localização da Bacia Hidrográfica do Córrego Pequiá, nos municípios de Açailândia, São Francisco do Brejão e João Lisboa, Estado do Maranhão ..... 55
Figura 10 - Mapa com a localização dos pontos de coleta, nos municípios de Açailândia, São Francisco do Brejão e João Lisboa, Estado do Maranhão ..... 56
Figura 11 - a) Coleta da amostra da água; b) Garrafas de vidro utilizadas na coleta; c) Garrafas plásticas utilizadas na coleta ..... 57
Figura 12 - a) Sonda multiparâmetros utilizada; b) Preparação do caldo lactosado para a análise de Coliformes Termotolerantes; c) Método dos tubos múltiplos para a determinação de Coliformes Termotolerantes ..... 58
Figura 13 - (a) Presença de macrófitas nas sub-bacias do Córrego Brejão; (b) e Médio Pequiá ..... 64
Figura 14 - Análise de Componentes Principais para as variáveis do índice de qualidade da água (IQA) ..... 67
Figura 15 - NDVI no ano de 1984 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Pequiá ..... 75
Figura 16 - Mapa TST nos anos de 1984 (1) e 2020 (2) da Bacia Hidrográfica do Pequiá ..... 76
Figura 17 - Média das Variações das temperaturas nas sub bacias em dois momentos distintos ..... 77
Figura 18 - Diferença de Temperatura nos anos de 1984 e 2020 nas sub-bacias ..... 77
Figura 19 - Estrutura utilizada para construção da Análise Hierárquica de Processos ..... 87
Figura 20 - Mapeamentos de APP (A), USLE (B), NDVI (C) e TST (D) da BHCP ..... 88

Figura 21 - Imagens obtidas pelo sobrevoo da BHCP, respectivas às proximidades da nascente do córrego Pequiá (A e C) e ocupação urbana na sub-bacia hidrográfica do Brejão (B).....90
Figura 22 - Mapeamento de APR das sub-bacias hidrográficas de estudo .....96

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros morfométricos das Sub-bacias do Córrego Pequiá, no Estado do Maranhão ..... 31
Tabela 2 - Localização das estações pluviométricas utilizadas no levantamento de dados ..... 39
Tabela 3 - Distâncias das estações pluviométricas em relação a área de estudo ..... 39
Tabela 4 - Fator K para os diferentes tipos de solo encontrados na bacia ..... 41
Tabela 5 - Classe de uso do solo ..... 44
Tabela 6 - Valores médios mensais e valor total anual da precipitação e de erosividade para a Bacia do Córrego Pequiá – Açailândia Maranhão, entre os anos de 1996 a 2018 ..... 46
Tabela 7 - Percentual de áreas convertidas na bacia hodrográfica do Córrego Pequiá, nos municípios de Açailândia, São Francisco do Brejão e João Lisboa, Estado do Maranhão ..... 55
Tabela 8 - Coordenadas dos pontos de coleta das amostras de água, nos municípios de Açailândia, São Francisco do Brejão e João Lisboa, Estado do Maranhão ..... 56
Tabela 9 - Relação de métodos de análise por parâmetro ..... 57
Tabela 10 - Classificação do índice de qualidade da água (IQA) ..... 61
Tabela 11 - Classificação do Índice de Estado Trófico (IET) ..... 62
Tabela 12 - Classificação do Índice de Qualidade da Água ..... 63
Tabela 13 - Classificação Índice de Estado Trófico ..... 64
Tabela 14 - Resultados obtidos para cada parâmetro físico-químico e ponto avaliado ..... 65
Tabela 15 - Resultados da análise dos componentes principais ..... 68
Tabela 16 - Fatores aditivo e multiplicativo das bandas 10 (Landsat 8 e 6) (Landsat 5) ..... 73
Tabela 17 - Valores das constantes para banda 10 e 6 ..... 73
Tabela 18 - Estimativas de temperatura de superfície terrestre de 1984 e 2020, na Bacia Hidrográfica do Córrego Pequiá, município de Açailândia – MA ..... 78
Tabela 19 - Resultados da Estatística Descritiva para os resultados obtidos nos 125 pontos amostrados aleatoriamente nas cinco sub bacias em estudo ..... 79
Tabela 20 - Matriz de Correlação ..... 80
Tabela 21 - Intervalos de reclassificação dos dados conforme a prioridade para recuperação 86
Tabela 22 - Percentual de APP das sub-bacias hidrográficas da área de estudo e da BHCP ... 89
Tabela 23 - Quantitativo dos mapeamentos de USLE, NDVI e TST ..... 91
Tabela 24 - Índices morfométricos utilizados na ponderação da AHP ..... 93
Tabela 25 - Dados de Índice da Qualidade da Água ..... 93
Tabela 26 - Matriz de comparação pareada das variáveis consideradas na AHP ..... 94

Tabela 27 - Pesos das variáveis utilizadas na AHP ..... 94
Tabela 28 - Ponderação obtida da normalização das variáveis da AHP ..... 95
Tabela 29 - Ordens de importância das sub-bacias da BHCP ..... 95
Tabela 30 - Quantitativo de APR na BHCP ..... 97

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A = Área de drenagem
A = Perda de solo por unidade de área no tempo
ACP = Análise de componentes principais
AHP = Análise Hierárquica de Processos
AHP = Análise Hierárquica de Processos
AL = Fator de redimensionamento aditivo específico da banda termal.
ANA = Agência Nacional de Águas
APHA = Standard Methods for the examination of water and wastewater
APP = Área de Preservação Permanente
APR = Área Prioritária a Recuperação
AW = Clima Tropical quente e úmido
BHCP = Bacia Hidrográfica do Córrego Pequiá
BHO = Base Hidrográfica Ottocodificada
C = Fator de Cobertura e Manejo do Solo
C = fator de uso e manejo do solo
CETESB = Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CL = concentração de Clorofila a em μg.L-1;
CLa = Clorofila
Cm = Coeficiente de manutenção
CONAMA = Conselho Nacional do Meio Ambiente
COP = Conference of the parties
CPRM = Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
CT = Coliformes Termotolerantes
DBO5,20 = Demanda Bioquímica de Oxigênio
Dd = Densidade de Drenagem
Dh = Densidade hidrográfica
Dv = distância vetorial do canal principal
E = emissividade (adimensional)
E = Leste
EFC = Ferrovia Estrada de Ferro Carajás
EMBRAPA = Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Eps = extensão do percurso superficial

EUPS = Equação Universal de Perda de Solos

FAO = Food and Agriculture Organization

FT = Fósforo Total

GPS = Global Positioning System

Hm = Amplitude Altimétrica

IAP = Índice de Áreas Prioritárias

IBGE = Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IET = Índice de Estado Trófico

IET(CL) = Índice do Estado Trófico para a Clorofila a

IET(PT) = Índice do Estado Trófico para o Fósforo

IFMA = Instituto Federal do Maranhão

INPE = Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

IQA = Índice de Qualidade da Água

Ir = Índice de Rugosidade

Is = índice de sinuosidade (%)

K = fator de erodibilidade do solo

K1 = constante de calibração 1

K1 e K2 = Constantes de Calibração em Kelvin

K2 = constante de calibração 2

Kc = Coeficiente de compacidade adimensional

L = comprimento do canal principal

L = Comprimento de rampa (vertente)

LABGEO = Laboratório de Geoprocessamento

LAd = Latossolo-Amarelo Distrófico

Lc = comprimento do canal principal

ln = logaritmo natural.

LS = fator topográfico

LS = Fator topográfico

Lt = comprimento total dos canais

LVAd = Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico

M = Coeficiente da declividade

m = emissividade do solo

MDE = Modelo Digital de Elevação

ML = Fator multiplicativo de redimensionamento da banda termal;

N = Número de rios ou canais

n = emissividade da vegetação

N = Norte

NC = Nível de cinza

NDVI = Índice de Vegetação por Diferença Normalizada;

NDVI = índice de vegetação por diferença normalizada

NDVImax = valores máximos do NDVI

NDVImin = valores mínimos do NDVI

NIR = corresponde a banda do infravermelho próximo;

NT = Nitrogênio Total

NTU = Unidade de Turbidez Nefelométrica

OD = Oxigênio Dissolvido

ODS = Objetivo de Desenvolvimento Sustentável

OLI = Operacional Land Imager

ONU = Organização das Nações Unidas

P = Fator de Práticas Conservacionistas

P1 = Altitude máxima

P2 = Altitude mínima

PAA = Programa de Aquisição de Alimentos

pH = Potencial Hidrogeniônico

PNAE = Programa Nacional de Alimentação Escolar

PT = Concentração de Fósforo total em $\mu g.L^{-1}$;

PV = Percentual de Vegetação;

PV = Percentual de Vegetação

PVAd = Argissolo Vermelho amarelo distrófico

R = Fator de erosividade da chuva

RED = Banda do vermelho

ri = Precipitação média mensal

Rr = Relação de relevo

S = Declividade (%)

SEMA = Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Naturais

SIG = Sistema de Informação Geográficas

SRTM = Shuttle Radar Topography Mission

ST = Sólidos Totais

T = Turbidez

TB = Temperatura de brilho no sensor (°C)

TB = Temperatura de brilho no topo da atmosfera (°C)

TM = Método dos tubos múltiplos

TM = Thematic Mapper

TST = Temperatura da Superfície da Terra

TST = Temperatura da Superfície Terrestre

UEMA = Universidade Estadual do Maranhão

Unesp = Universidade Estadual de São Paulo

USGS = Earth Explorer da United States Geological Survey

USLE = Universal Soil Loss Equation

UTM = Universal Transversa de Mercator

VMP = Valor máximo permitido

ZEE = Zoneamento Ecológico Econômico

**SUMÁRIO**

**1 INTRODUÇÃO GERAL ..... 18**
**1.1 Estrutura da tese ..... 20**
**1.2 Ineditismo e originalidade ..... 21**
**1.3 Caracterização geral da área de estudo ..... 22**
**1.4 Objetivos ..... 25**
1.4.1 Objetivo Geral ..... 25
1.4.2 Objetivos Específicos ..... 25
**2 ANÁLISE DOS ELEMENTOS MORFOMÉTRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO DO PEQUIÁ, COMO INSTRUMENTO DE SUPORTE A GESTÃO ..... 26**
**2.1 Introdução ..... 26**
**2.2 Material e Métodos ..... 27**
2.2.1 Processamento dos dados ..... 27
2.2.2 Indicadores morfométricos ..... 28
**2.3 Resultados e Discussão ..... 29**
2.3.1 Compartimentação morfométrica da bacia do Córrego Pequiá ..... 30
2.3.2 Características geométricas ..... 31
2.3.3 Características da rede de drenagem ..... 32
2.3.4 Características do relevo ..... 34
**2.4 Conclusão ..... 36**
**3 ANÁLISE DA VULNERABILIDADE DOS SOLOS QUANTO A EROSÃO HÍDRICA NA BACIA DO CÓRREGO PEQUIÁ, MARANHÃO ..... 37**
**3.1 Introdução ..... 37**
**3.2 Material e Métodos ..... 38**
3.2.1 Estimativa da perda de solo anual ..... 38
3.2.2 Série histórica dos dados de precipitação ..... 39
3.2.3 Fator R ..... 40
3.2.4 Fator K ..... 40
3.2.5 Fator LS ..... 41
3.2.6 Fator L ..... 42
3.2.7 Fator S ..... 43
3.2.8 Mapa de uso de solo ..... 43

3.2.9 Fator C ..... 43
3.2.10 Fator P ..... 44
3.2.11 Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS) ..... 45
**3.3 Resultados e discussão ..... 45**
3.3.1 Fator de Erodibilidade ..... 47
3.3.2 Fator LS ..... 49
3.3.3 Fator CP ..... 50
3.3.4 Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS) ..... 51
**3.4 Conclusão ..... 52**
**4 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA NOS EXUTÓRIOS DAS SUB-BACIAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO DO PEQUIÁ, MA ..... 53**
**4.1 Introdução ..... 53**
**4.2 Material e Métodos ..... 54**
4.2.1 Área de estudo ..... 54
4.2.2 Procedimento para coleta das amostras de água ..... 56
4.2.3 Parâmetros analisados ..... 57
4.2.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) ..... 58
4.2.5 Fósforo total (FT) ..... 59
4.2.6 Nitrogênio total (NT) ..... 59
4.2.7 Sólidos totais (ST) ..... 60
4.2.8 Coliformes Termotolerantes ..... 60
4.2.9 Índice de Qualidade da Água (IQA) ..... 61
4.2.10 Índice de Estado Trófico (IET) ..... 61
4.2.11 Análise das componentes principais (ACP) ..... 62
**4.3 Resultados e Discussão ..... 62**
**4.4 Conclusão ..... 68**
**5 ÍNDICE DE VEGETAÇÃO E DA TEMPERATURA DA SUPERFÍCIE TERRESTRE NA BACIA DO CÓRREGO PEQUIÁ: 1984 E 2020 ..... 70**
**5.1 Introdução ..... 70**
**5.2 Material e Métodos ..... 71**
5.2.1 Obtenção dos dados ..... 71
5.2.2 Índice de vegetação ..... 71
5.2.3 Temperatura ..... 72
5.2.4 Método de Pearson ..... 74

**5.3 Resultados e Discussão ..... 74**
**5.4 Conclusão ..... 80**
**6 ELABORAÇÃO DE CARTAS DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RECUPERAÇÃO NA BACIA DO CÓRREGO PEQUIÁ, UMA PROPOSTA DE GESTÃO MUNICIPAL ..... 81**
**6.1 Introdução ..... 81**
**6.2 Material e Métodos ..... 82**
6.2.1 Elaboração do banco de dados ..... 82
6.2.2 Delimitação das áreas de preservação permanente ..... 83
6.2.3 Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) ..... 83
6.2.4 NDVI ..... 84
6.2.5 Determinação da temperatura de superfície terrestre ..... 84
6.2.6 Definição de áreas prioritárias para a recuperação ..... 86
6.2.7 Definição de áreas prioritárias para a recuperação ..... 86
**6.3 Resultados e Discussão ..... 88**
6.3.1 Delimitação das áreas de preservação permanente ..... 88
6.3.2 Equação universal da perda de solo ..... 91
6.3.3 Índice de vegetação por diferença normalizada ..... 92
6.3.4 Determinação da temperatura de superfície terrestre ..... 92
6.3.5 Definição de áreas prioritárias para a recuperação ..... 92
**6.4 Conclusão ..... 98**
**7 CONSIDERAÇÕES FINAIS ..... 99**
**REFERÊNCIAS ..... 104**

# 1 INTRODUÇÃO GERAL

Os diferentes modelos de gestão dos recursos naturais no mundo se apresentam em disponibilizar água para as atuais e futuras gerações, porém quase sempre atrelados a estruturas político-administrativas com suas políticas públicas específicas (RAMOS; BONACCORSI; PUPPI, 2020). A necessidade em manter a produção econômica desconsiderando critérios ambientais, tem desencadeado uma degradação acelerada, dificultando a recuperação em médio e longo prazos dos ambientes (OLIVEIRA; AQUINO, 2020).

O Brasil destaca-se como o maior país da América Latina, dispondo de aproximadamente 13% da reserva de água doce mundial (FREITAS; ÁVILA; FACCIOLI, 2020). Dessa forma, é necessário monitoramento e manutenção da capacidade ambiental e qualidade da água, tornando-se um fator essencial para a preservação dos recursos hídricos e melhoria na tomada de decisão sobre as bacias hidrográficas, garantindo a utilização da água pelas presentes e futuras gerações (PINTO; FARIA; ALMEIDA, 2021).

Nos Estados brasileiros a bacia hidrográfica é considerada como unidade físico-territorial e, no Maranhão, como unidade de implementação da Política Estadual de Recursos Hídricos e a atuação do Sistema de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos. A descentralização das ações deve ocorrer com a participação do poder público, usuários e comunidade, sendo realizada conforme a Lei 8149/2004, seguindo os preceitos estabelecidos na Lei federal 9433/97 (MARANHÃO, 2004; BRASIL, 1997).

Os municípios maranhenses localizam-se sobre terrenos de rochas sedimentares, diferenciando-se de outros estados nordestinos por apresentarem a possibilidade de armazenamento e retirada de águas subterrâneas e cursos d'água perenes (CORREIA FILHO; GOMES; NUNES; LOPES FILHO, 2011). A exploração desordenada das terras nas bacias, além das que possuem solos friáveis e sedimentares, promove a erodibilidade do solo, gerando diversas consequências negativas de ordem social, econômica e ambiental (LUZ; NEVES; RAMOS; FREITAS, 2020).

O movimento de massa gerado pela percolação da água no solo, quando relacionado às características do relevo local, pode trazer deterioração de uma região tanto no curso d'água quanto em seu entorno (FRANÇA; MEDEIROS; ARAÚJO; HOLANDA, 2020). Labriere *et al.* (2015) em um estudo de revisão sistemática sobre erosão dos solos nos trópicos revelou após análise quantitativa superior a 3500 dados de perda de solo de 55 referências em 21 países que o processo erosivo se concentra sobre os elementos da paisagem de solo descoberto ao longo do tempo, considerando também o período de rotação da cultura e de atividades humanas.

Considerando a evolução histórica dos municípios de Açailândia e São Francisco do Brejão, na década de 60 a região se configurou como área rural dividida em pequenos lotes contendo cultivos agrícolas de subsistência, seguidos de atividades exploratórias madeireiras e processamento primário da matéria prima oriundas das florestas naturais. Ainda nesta época houve o aumento populacional com a construção das rodovias federais BR 010 (Belém – Brasília) e BR 222 (Açailândia – São Luís), fato que Montes (1997) observou a evidência da fragilidade ambiental ao longo desta segunda rodovia, quando relacionou assoreamento das nascentes de alguns tributários.

Observar quais fatores nos municípios contribuem para a degradação da Bacia do Córrego Pequiá se torna necessário, uma vez que existe a suposição de que os processos de expansão e intervenção antrópica somados com a ausência da aplicação de ferramentas de gestão eficientes dos recursos naturais, contribuem para o aumento da perturbação ambiental na região.

O município de Açailândia, com população estimada de 113.783 habitantes (IBGE, 2021), localiza-se a oeste do Estado do Maranhão, no trecho da planície fluvial da Amazônia Maranhense sendo cortada por duas rodovias federais BR 010 e BR 222 (MARANHÃO, 2008). O município foi emancipado em 1981, se encontra a 560 km da capital São Luís e, 87% dos domicílios não apresentam esgoto sanitário adequado na área urbana que se distribuem em 27 bairros da cidade (IBGE, 2018).

Atualmente, o município apresenta potencial para o polo produtor de ferro gusa, cimento, aço e madeira para carvão vegetal e celulose, desenvolvendo ainda pecuária e agricultura. Essas práticas de conversão de áreas e fragmentos florestais em pastagens permitem a alteração da paisagem e a ocorrência de processos erosivos de grande porte (RODRIGUES NETO; FERREIRA, 2020).

Um exemplo da alteração da paisagem se evidencia, na bacia do córrego Pequiá, pela presença de grandes fazendas, distrito industrial e a ocupação desordenada nas áreas do bairro Pequiá de Baixo. Nessa localidade encontram-se 312 famílias residentes, de acordo com a Associação Comunitária dos Moradores do Piquiá, onde parte das moradias foi construída ocupando as áreas de preservação permanente na margem direita do curso d'água principal.

No final da década de 80 e início de 90, indústrias siderúrgicas foram atraídas para a região através do Programa Grande Carajás e pela Companhia Vale S/A (CASTRO; SANTOS, 2016). Já no ano de 2013 houve a construção de duas unidades fabris sendo aciaria e fábrica de cimento, ambas em operação atualmente. A matéria prima utilizada nas indústrias siderúrgicas é oriunda de municípios do estado do Pará, que chegam a Açailândia através do

transporte realizado por locomotivas pela Estrada de Ferro Carajás, onde são descarregadas na área da Vale S.A. no bairro Pequiá (MONTES, 1997).

O município de São Francisco do Brejão, situa-se no oeste maranhense ao sul de Açailândia, com população estimada em 12.082 habitantes (IBGE, 2021), tendo praticamente toda a área urbana inserida na sub-bacia do córrego Brejão, afluente do córrego Pequiá. Desde a década de 1980 vem se desenvolvendo pela atividade agrícola e pecuária leiteira e de corte e, em 10 de novembro de 1994, foi emancipado a partir da Lei 6139/94 (VALE, 2012). Atualmente neste município apenas 8.6% dos domicílios apresentam esgotamento sanitário adequado, existindo ainda falta de urbanização como presença de bueiro, calçada, pavimentação e meio-fio em algumas ruas (IBGE, 2010).

Uma pequena parte da zona rural do município de João Lisboa encontra-se inserida na Bacia Hidrográfica do Córrego Pequiá, no trecho estritamente composto por fazendas e sítios.

## 1.1 Estrutura da tese

A tese se inicia com o Capítulo 1, intitulado Introdução Geral, que aborda a caracterização das áreas de estudo e análise dos principais fatores que podem estar contribuindo para a degradação ambiental na Bacia Hidrográfica do Córrego Pequiá. Nos tópicos posteriores são descritos os objetivos geral e os específicos, seguido do ineditismo e originalidade da tese. O ineditismo e originalidade estão pautados na tese através da combinação de métodos que possibilitaram a construção de um instrumento para auxiliar a gestão de área degradadas ranqueando-as em ordem de prioridade de ação por partes dos gestores, considerando que no Estado do Maranhão a maioria das informações ambientais se concentra na capital São Luís, ficando os gestores municipais muitas vezes dependentes de dados ambientais que não são disponibilizados de maneira célere.

O Capítulo 2 trata da análise dos elementos morfométricos da bacia hidrográfica do Pequiá, Açailândia – MA e traz características geométricas, de relevo e da drenagem da bacia, possibilitando a realização da escolha das áreas prioritárias a recuperação.

No Capítulo 3 se concentram informações sobre a análise da vulnerabilidade dos solos quanto à erosão hídrica na bacia do córrego Pequiá, Açailândia/MA, onde as informações relacionadas a erosividade, erodibilidade, fator topográfico, usos e conservação do solo, que através da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), aponta áreas de maior perda de solo na Bacia Hidrográfica do Pequiá.

O Capítulo 4 demonstra a avaliação da qualidade da água nos exutórios das sub-bacias existentes no córrego do Pequiá, Açailândia – MA, onde cinco pontos foram verificados quanto ao índice de qualidade da água (IQA) e índice de estado trófico (IET), que posteriormente possibilitou a tomada de decisão para a escolha da sub-bacia prioritária a recuperação.

Para o Capítulo 5 foi realizada uma análise do índice de vegetação e da temperatura de superfície do solo na bacia do córrego Pequiá, em dois períodos distintos, nos anos de 1984 e 2020 com a obtenção de duas imagens de satélite Landsat 5 e 8 respectivamente, que permitiram a realização do cálculo do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) e Temperatura da Superfície Terrestre (TST), que subsidiaram o cálculo final do Índice de Áreas Prioritárias a Recuperação (APR).

Já o Capítulo 6 houve a elaboração de cartas das áreas prioritárias para recuperação na bacia do córrego Pequiá, uma ferramenta de gestão municipal que reuniu as informações encontradas nos capítulos anteriores e possibilitou através da reclassificação do EUPS e TST, o cálculo do índice de áreas prioritárias (IAP) e áreas de preservação permanente (APP) e, posteriormente com as informações do NDVI, possibilitou a elaboração do índice de Áreas Prioritárias a Recuperação (APR), onde através do Processo Hierárquico Analítico (AHP) tornou viável a escolha das duas principais sub-bacias prioritárias a recuperação.

Por fim, o item Considerações Finais oferece informações sobre propostas de usos e necessidades encontradas a respeito da manutenção dos recursos hídricos, passando pelos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), previstos pela Organização das Nações Unidas, e relacionando alguns pontos com as leis estaduais sobre os recursos hídricos.

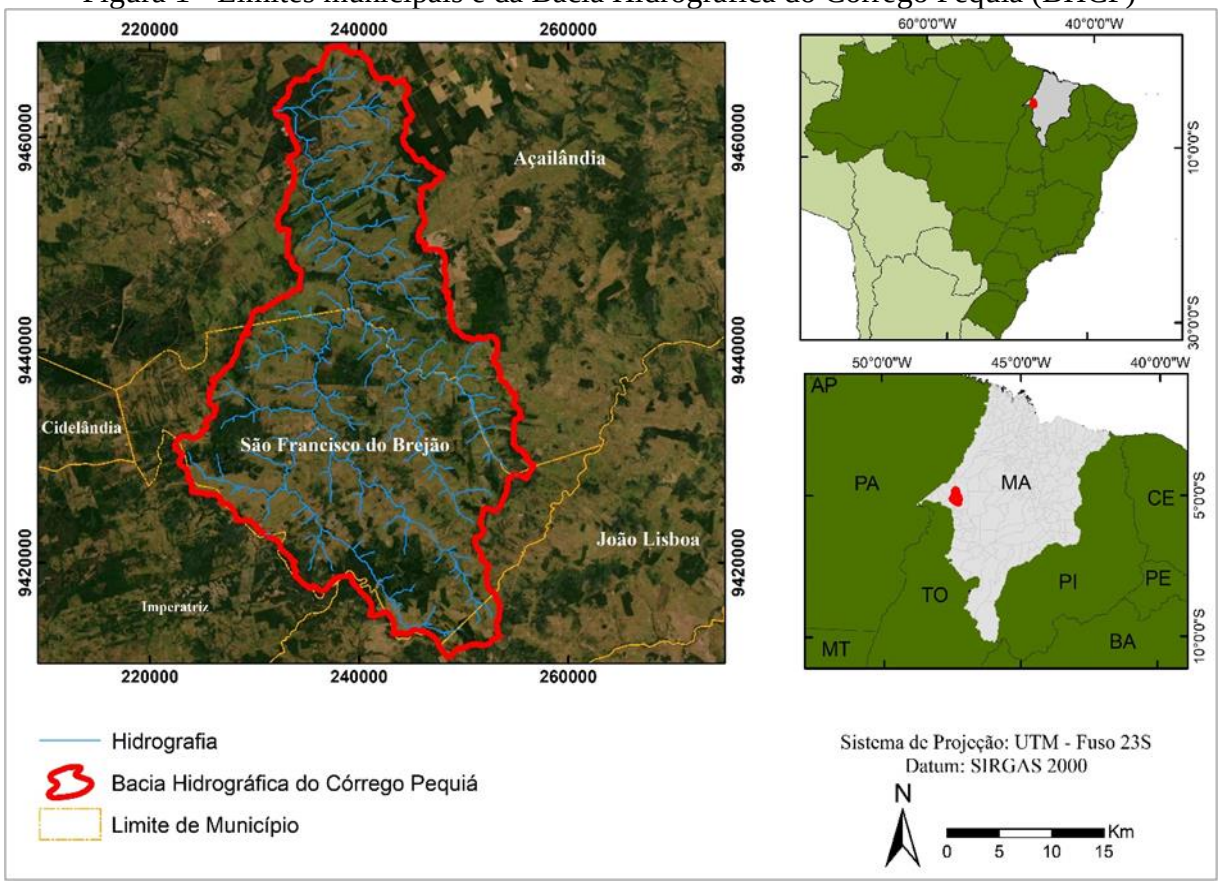
## 1.2 Ineditismo e originalidade

Este estudo trará uma contribuição para a melhoria e aprimoramento das ações de gestão dos recursos naturais, nas bacias hidrográficas do Oeste Maranhense, com novas proposições a partir da identificação de áreas prioritárias para a recuperação ambiental. O ineditismo desta tese está na avaliação de uma unidade hidrológica intermunicipal no Maranhão, analisando os fatores principais que possam causar alteração no ambiente atrelado a proposta de identificação de áreas prioritárias a serem recuperadas.

## 1.3 Caracterização geral da área de estudo

O estudo foi realizado na Bacia Hidrográfica do Córrego Pequiá, no qual situa-se no Estado do Maranhão, sendo sua maior extensão inserida no município de Açailândia, seguido dos municípios de São Francisco do Brejão e João Lisboa (Figura 1). O município de Açailândia possui uma área territorial de 5.806.307 km², com uma população de 110.543 habitantes e densidade de 19,04 hab/km² (IBGE, 2018). Já o município de São Francisco do Brejão, possui área total de 745,357 km² e densidade demográfica de 13,76 hab/km².

Figura 1 - Limites municipais e da Bacia Hidrográfica do Córrego Pequiá (BHCP)




Fonte: Autoria própria, 2021.

Fazendo parte da região hidrográfica do Atlântico Nordeste Ocidental, a bacia hidrográfica do Córrego Pequiá identificada pelas coordenadas utm Zona 23 E = 239170,488 e N=9443643,018, com área 999,42 km², perímetro de 240 km² e rio principal denominado Pequiá com comprimento de 58,32 km, localiza-se na região oeste do estado do Maranhão. Encontra-se inserida nos municípios de Açailândia, São Francisco do Brejão e parte em João Lisboa, apresentando população, na bacia, estimada para os dois primeiros municípios de

12.000 habitantes (IBGE, 2021), onde se observa o maior número de habitantes vivendo na sub-bacia do Córrego Brejão.

Sendo receptora dos efluentes gerados pelas propriedades rurais e área urbana no município de São Francisco do Brejão e pelo distrito industrial, propriedades rurais com atividades agrosilvipastoris e residências próximas a BR 222 em Açailândia, ainda se observa a utilização do uso da água do Córrego Pequiá para abastecimento próprio e para dessedentação animal, além de consumo de pescado oriundo do rio (RIZZO, 2015).

Os municípios se moldaram a partir da expansão de fronteiras agrícolas e da colonização na pré-amazônia maranhense, no período da construção das rodovias BR 222 e BR 010 (Belém-Brasília) e da Ferrovia Estrada de Ferro Carajás (EFC)/ Norte Sul.

Em Açailândia o uso da bacia se restringe a atividades econômicas como a pecuária de corte e leiteira, produção de grãos, plantios de *Eucalyptus sp.* Para as indústrias siderúrgicas e papeleiras, um setor industrial siderúrgico, e um pequeno setor comercial, diferenciando-se um pouco das atividades do município de São Francisco do brejão, que apresenta comércio, setor de serviços, agropecuária e florestas plantadas.

Na região, a expansão econômica e a colonização seguiram os padrões amazônicos com desmatamento ao longo das estradas principais para extração de madeira, seguida da conversão de florestas naturais em áreas de pastagens e agricultura de subsistência.

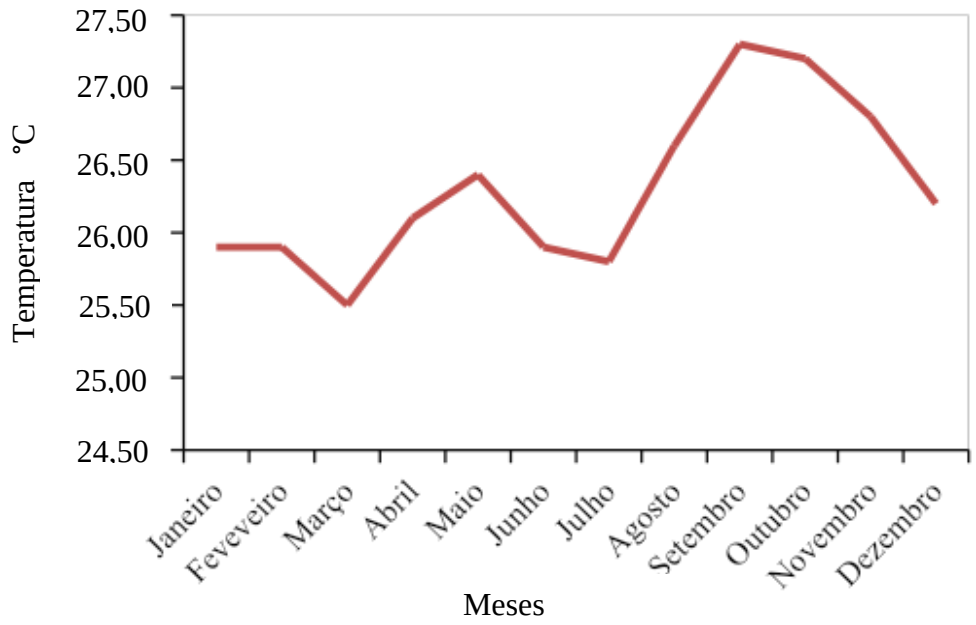
A bacia está inserida no Bioma Amazônico com pequenas áreas transicionais de Cerrado, e suas formações vegetais predominantes são: Floresta Ombrófila Aberta e Mata de Galeria, Cerrado Típico e Campo Sujo mais a sudeste da bacia. (IBGE, 2020)

O estágio original do ecossistema da região caracterizava-se por cobertura vegetal do tipo amazônico, subdividido em dois tipos principais, mata aberta com palmeiras e mata aberta sem palmeiras, segundo Miranda (2019) e, atualmente, a cobertura vegetal da região já alterada, conta ainda com a presença de vegetação típica de áreas de preservação permanente de margem de rio, assim como vegetação de pequeno porte do tipo capoeiras pastagens.

A geomorfologia da área é constituída por inúmeros platôs fragmentados e separados pela rede de drenagem, apresentando superfícies dissecadas em escarpas erosivas, relativas às ravinas e encostas de vales encaixados, que representam áreas propensas a processos erosivos. A área encontra-se inserida na Bacia Sedimentar do Paraíba (MIRANDA, 2019). A altitude varia entre os 80 m na porção mais baixa do Rio Açailândia, aos 400 m, no topo das chapadas a noroeste de Açailândia. As rochas encontradas no município apresentam características de origem sedimentar (AÇAILÂNDIA, 2017).

De acordo com a classificação de Koppen, o clima da região é caracterizado como clima Tropical quente e úmido (Aw) (CPRM, 2011) (clima mesotérmico úmido, verões quentes e invernos secos), caracteriza a região com temperaturas em todo o Estado maranhense com médias anuais superiores a 24ºC, sendo que ao norte a temperatura mais elevada chega a atingir 26ºC (Figura 2) e apresenta dois períodos bem definidos (ROCHA NETO; BLANCO, 2020). O período chuvoso se inicia entre novembro ou dezembro e se prolonga até maio, com maior índice pluviométrico entre janeiro e abril, onde pode-se observar valores superiores a 400mm e com precipitação média anual de 1330 mm. O período seco ocorre a partir de maio quando a influência da convergência intertropical deixa de existir, e se estende até outubro, apresentando o pico de déficit hídrico nos meses de junho a agosto (MIRANDA, 2019).

Figura 2 - Temperaturas mensais no período de 1961 a 1990 na região da Bacia Hidrográfica do Pequiá, Estado do Maranhão




Fonte: Adaptado do INMET, 2021.

Segundo Castro e Santos (2016) e CPRM (1999) a geologia da região é caracterizada pelas formações Itapecuru (Cretáceo Superior) constituídas de arenitos, siltitos e folhelhos depositados em ambientes fluvial e lacustre. Formado também pelo grupo Ipixuna (Terciário Inferior) constituída por argilas e arenitos caulinítico, ocorre ao longo da rodovia Belém – Brasília, desde 60 km ao sul da cidade São Miguel do Guamá, no Estado do Pará até cerca de 31km ao norte da cidade de Imperatriz, Estado do Maranhão, segundo o IBGE (2005), com sistema fluvial meandrante leques aluviais que apresenta níveis de alteração superigênicas; e Grupo Barreias (Terciário Superior), sistema fluvial meandrante com leques aluviais e

sedimentos que variam de finos a conglomeráticos, depositados por fluxos de detritos com lama. A formação Itapecurú enquadra-se no domínio das coberturas sedimentares mesozóicas, já os grupos Ipixuna e Barreiras encontram-se no domínio geológico das coberturas sedimentares cenozóicas.

Tipos de solos encontrados na região da bacia foram Argissolo Vermelho Amarelo distrófico; Latossolo Amarelo Distrófico e de maior ocorrência na bacia Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico (IBGE, 1997; SANTOS *et al*., 2018). O grupo dos Latossolos possuem uma fração granulométrica mais arenosa e os Argissolos apresentam fração mais argilosa onde se observa que essas texturas podem favorecer o comportamento erosivo na região (CASTRO, 2009; MIRANDA, 2019).

## 1.4 Objetivos

### 1.4.1 Objetivo Geral

Identificar áreas prioritárias para a recuperação vegetal em uma bacia hidrográfica intermunicipal no oeste maranhense.

### 1.4.2 Objetivos Específicos

- Determinar as características morfométricas das Sub-bacias do córrego Pequiá, por meio das características de drenagem, geometria e de relevo;
- Mapear e analisar qualitativamente a susceptibilidade erosiva do solo da bacia hidrográfica do córrego Pequiá, por meio da aplicação da Equação Universal de Perda do Solo (EUPS);
- Avaliar os índices de Qualidade da Água e de Estado Trófico para as cinco sub-bacias existentes na bacia hidrográfica do córrego Pequiá;
- Avaliar Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e Temperatura da Superfície Terrestre (TST) na bacia do córrego Pequiá;
- Delimitar áreas prioritárias a recuperação nas sub-bacias, analisando a principal utilização e as áreas de preservação permanente.

# 2 ANÁLISE DOS ELEMENTOS MORFOMÉTRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO DO PEQUIÁ, COMO INSTRUMENTO DE SUPORTE A GESTÃO

## 2.1 Introdução

O aumento das áreas de produção sem considerar critérios ambientais tem contribuído com o processo de degradação ambiental, dificultando a recuperação dessas áreas a médio e longo prazo (OLIVEIRA; AQUINO, 2020). Dentre os impactos ambientais, tem-se a ocorrência dos processos erosivos, deslizamento de encostas, alterações na qualidade da água, assoreamento dos corpos hídricos, contribuindo com a ocorrência de enchentes, gerando uma série de prejuízos do âmbito social e ambiental (ALMEIDA; COTA; RODRIGUES, 2020; ALAM; AHMED; SAMMONDS, 2021; VERMA; PATEL; CHOUDHARI, 2022).

Dada a importância da compreensão desses processos, a bacia hidrográfica tem sido amplamente utilizada como unidade ideal para o planejamento e gestão dos recursos naturais (SIMONETTI *et al*., 2019; SANGMA; GURU, 2020). Isso se deve ao fato dela integrar diferentes componentes constituintes, como os solos, recursos hídricos, geomorfologia, geologia e cobertura vegetal (LACERDA *et al.*, 2019; ABDETA; TESEMMA; TURA; ATLABACHEW, 2020).

Desenvolver estudos em uma unidade espacial de fácil e reconhecimento e caracterização, como é o caso da bacia hidrográfica, possibilita a análise das interdependências que ocorrem entre os diferentes elementos da paisagem e processos existentes na sua estruturação, além de permitir pontuar os problemas difusos, facilitando a identificação de focos de degradação dos recursos naturais (VIEIRA; TORRES; BARRETO, 2019).

A análise da morfometria de uma bacia hidrográfica fornece *insights* para a compreensão do comportamento hidrológico, conforme Alam, Ahmed e Sammonds (2021), demonstrando um papel significativo no planejamento e a na concepção de informações para a gestão dos recursos naturais (PRAKASH *et al*., 2019). Possibilita ainda, a extração de informações relevantes com baixo custo atrelado, e posteriormente, ser utilizadas como subsídios de suporte à definição e construção de indicadores para o direcionamento das políticas públicas ambientais, de acordo com Coliado, Simonetti e Silva (2020), permitindo uma descrição importante quanto a formação, desenvolvimento dos processos hidrológicos e geomorfológicos que ocorrem dentro da bacia (AZEVEDO *et al*.., 2020).

A administração política voltada ao ordenamento do território de bacias hidrográficas, está atrelada ao conhecimento de suas características morfométricas, a qual

fornece informações sobre o terreno, uma vez que parâmetros físicos e bióticos influenciam no ciclo hidrológico, no relevo, escoamento superficial e subsuperficial, permeabilidade do solo, processos de inundação, processos erosivos, dentre outros (FERREIRA; MOURA; CASTRO, 2015; COLIADO; SIMONETTI.; SILVA, 2020).

A aplicação do estudo morfométrico pode fornecer subsídios para o diagnóstico da situação real da bacia hidrográfica e auxiliar na elaboração de políticas públicas ambientais em municípios em desenvolvimento, como é o caso do município de Açailândia localizado no estado do Maranhão, visto que o mesmo passa por diferentes alterações antrópicas como: crescimento populacional, consequentemente, tem sofrido alterações no uso e cobertura do solo, com constante conversão dos tipos de usos que contribuem para o desencadeamento de processos erosivos de grande porte na bacia do córrego Pequiá (RIZZO, 2015).

Desta forma, esse trabalho tem como objetivo realizar a caracterização morfométrica das sub-bacias do Córrego Pequiá, localizadas no estado do Maranhão, por meio da obtenção e análise das características de drenagem, geometria e de relevo, de modo que possibilite compreender a inter-relação da morfometria com os recursos naturais, visando gerar informações importantes para os órgãos gestores.

## 2.2 Material e Métodos

### 2.2.1 Processamento dos dados

No presente estudo, para a delimitação das sub-bacias e cálculo dos indicadores morfométricos, foi utilizado o modelo digital de elevação (MDE) do Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), disponibilizada de forma gratuita no banco de dados da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), com uma resolução espacial de 90 metros. Em seguida, com o intuito de delimitar as sub-bacias e extrair dados das sub-bacias, se fez necessário o estabelecimento de algumas operações. Para tal, foi utilizado um conjunto de ferramentas para a geração de informações como a delimitação de bacia de hidrográfica e redes de drenagem, denominada ArcHydro Tools, extensão originalmente acoplada ao ArcGIS 10.6 e desenvolvida para Universidade do Texas (MAIDMENT, 2002).

Inicialmente, com o intuito de corrigir alguns erros presentes no MDE, como depressões e áreas planas não compatíveis com a morfologia real do terreno, foi utilizada a ferramenta Fill Skins. Para as demais etapas foram realizadas: ferramenta Flow Direction para definir direção do fluxo, Flow Accumulation para determinar o fluxo acumulado, Stream

Definition para gerar o raster da rede de drenagem onde foi segmentado pela etapa Stream segmentation, Catchment Grid Delineation gerou o raster das sub-bacias e com a função Catchment Polygon Processing o vetor das sub-bacias, Drainage Line Processing obtenção dos pontos de drenagem, Batch Point Generation define os pontos de exultório e a geração da Bacia na etapa Watershed Delineation.

### 2.2.2 Indicadores morfométricos

A análise morfométrica de bacias hidrográficas é tido como pré-requisito para estudos hidrológicos, já que ela possibilita a compreensão dos comportamentos da rede de drenagem e morfologia, auxiliando no processo de planejamento e gestão de recursos (SANGMA; GURU, 2020).

Para a extração dos indicadores morfométricos das sub-bacias do Córrego de Pequiá, considerou-se as características da rede de drenagem, geométricas e de relevo da bacia conforme apresentado no quadro 1. Ainda outras variáveis ponderadas como importantes para a pesquisa, como o comprimento total dos canais, gradiente canal principal, comprimento médio dos canais, comprimento do canal principal, extensão do percurso superficial e hierarquização dos cursos d´água (STRAHLER, 1957).

Quadro 1 - Descrição dos parâmetros utilizados no estudo

| **Parâmetros** | | **Equação** | **Descrição** | **Definição** |
|---|---|---|---|---|
| **Característica Geométrica** | Coeficiente de Compacidade | $Kc = 0{,}28 * \frac{P}{\sqrt{A}}$ | Kc = Coeficiente de compacidade adimensional;<br>P = Perímetro da sub-bacia (km)<br>A =Área de drenagem da sub-bacia (km²) | Relaciona o perímetro da bacia hidrográfica e circunferência de um círculo de área igual à da bacia. (SILVA; ALBUQUERQUE FILHO; OLIVEIRA; LOURENÇO, 2018). |
| **Características da Rede de Drenagem** | Densidade da drenagem | $Dd = \frac{Lt}{A}$ | Lt =comprimento total dos canais da sub-bacia (km)<br>A =Área de drenagem da sub-bacia (km²) | Relação entre o comprimento total de canais (temporários e perenes) e a área da bacia (HORTON, 1945). |
| | Densidade Hidrográfica | $Dh = \frac{N}{A}$ | Dh = Densidade hidrográfica;<br>N =Número de rios ou canais;<br>A = Área de drenagem da sub-bacia (km²) | Relaciona o número de rios ou canais com a área da bacia, expressando a grandeza da rede hidrográfica da bacia, indicando a capacidade de gerar novos cursos d'águas (CHRISTOFOLETTI, 1969). |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Coeficiente de Manutenção ($m^2$) | $Dh = \frac{1}{Dd}$ | Cm=Coeficiente de manutenção; Dd =Densidade de drenagem | Área necessária para formação de um canal mantendo perene cada metro de drenagem (COLIADO; SIMONETTI.; SILVA, 2020; SCHUMM, 1963). |
| **Características do Relevo** | Índice de Sinuosidade | $Is = 100 * \frac{L - Dv}{L}$ | Is = índice de sinuosidade (%); L = comprimento do canal principal (km); Dv = distância vetorial do canal principal (km) | Relação entre o comprimento do canal principal e seu talvegue (COLIADO; SIMONETTI.; SILVA, 2020) |
| | Índice de Rugosidade | Ir= Hm* Dd | Hm =Amplitude Altimétrica; Dd = Densidade de Drenagem. | Produto entre a amplitude do relevo e densidade de drenagem. (MELTON, 1957). |
| | Amplitude Altimétrica (m) | $Aa = P1 - P2$ | P1 = Altitude máxima (m) P2 = Altitude mínima (m) | Diferença das altitudes máxima e mínima observadas. (VILLELA; MATTOS, 1975). |
| | Relação de Relevo (m) | Rd= $\frac{Hm}{Lc}$ | Rr=Relação de relevo (m/km) Hm = amplitude altimétrica (m) Lc = comprimento do canal principal (km) | Relação entre a amplitude altimétrica com o comprimento do canal principal. (STRAHLER, 1957). |

Fonte: Autoria própria, 2022.

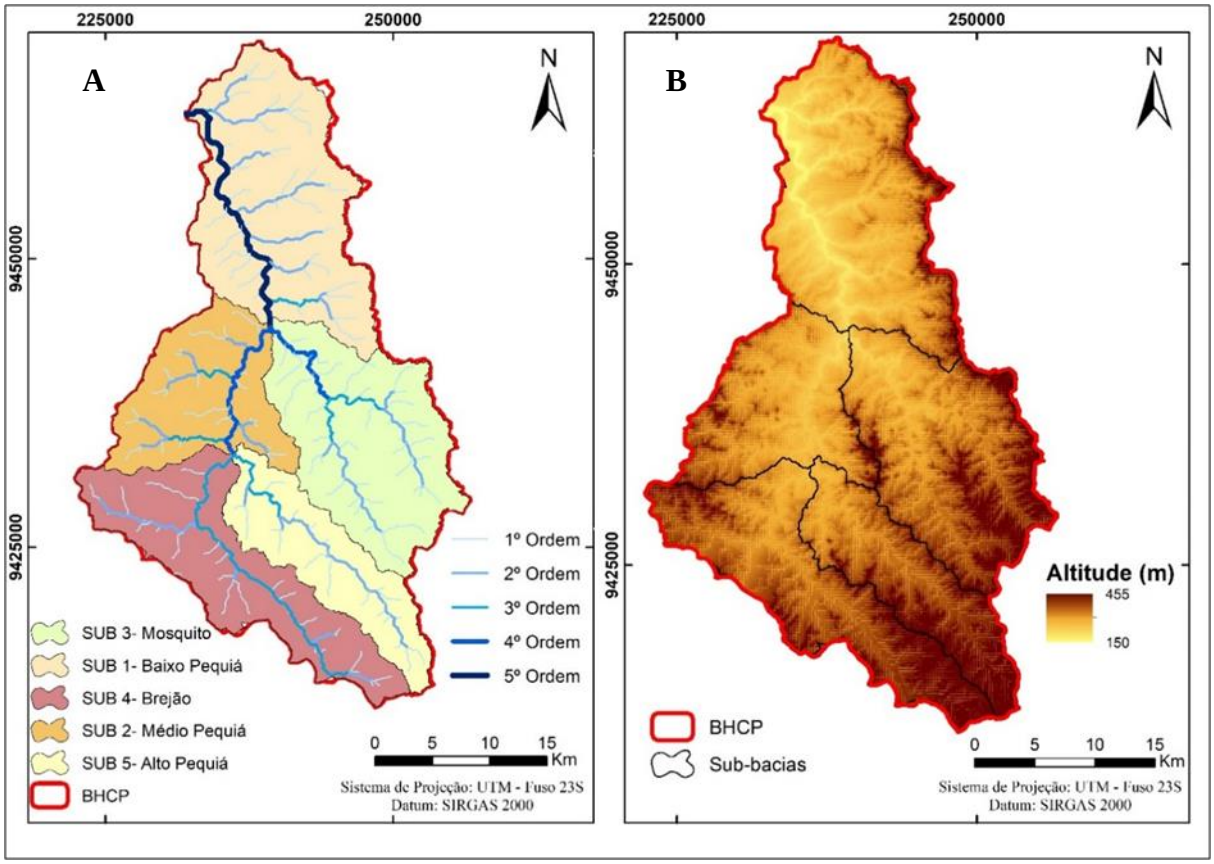
Para a identificação das ordens dos rios na bacia, foi utilizada a metodologia proposta por Strahler (1957) a partir da rede de drenagem obtida da Base Hidrográfica Ottocodificada (BHO) pela Agência Nacional de Águas (2017) escala 1:250000 para o Estado do Maranhão, cuja finalidade foi estabelecer a hierarquia fluvial a partir do *software ArcGis* 10.6, por meio do complemento hidrology. Toda a análise morfométrica da sub-bacia hidrográfica do Córrego Pequiá foi realizada por meio de processamentos no *software ArcGIS* 10.4 (ESRI, 2008).

## 2.3 Resultados e Discussão

A Bacia Hidrográfica do Córrego do Pequiá possui uma área de drenagem total de 999,42 km², um perímetro de 184km e comprimento axial de 69km. A área de estudo foi subdivida em cinco sub-bacias denominadas: Baixo Pequiá, Médio Pequiá, Alto Pequiá, Brejão e Mosquito. Sendo a delimitação das três primeiras realizadas com base no curso d´água principal (Córrego do Pequiá), e as demais obtidas a partir dos exultórios do córrego brejão e

mosquito. A Figura 3 apresenta o mapa com as respectivas sub-bacias, hierarquia fluvial e hipsometria.

Figura 3 - Mapa das sub-bacias do Córrego do Pequiá, no Estado do Maranhão




Fonte: Autoria própria, 2022.

### 2.3.1 Compartimentação morfométrica da bacia do Córrego Pequiá

O estudo acerca da morfometria de bacias hidrográficas fornece informações relevantes às características e interações entre os processos superfície terrestre e seus diferentes componentes, possibilitando a determinação das potencialidades e limitações quanto ao uso e cobertura do solo, auxiliando no planejamento das atividades a serem desenvolvidas (FRAGA *et al.*., 2014). Nesse sentido, as características morfométricas das sub-bacias hidrográficas do Córrego do Pequiá foram avaliadas quanto aos parâmetros geométricos, características da rede de drenagem e das características do relevo. Na Tabela 1, são apresentados os resultados das equações utilizadas para caracterizar morfometricamente as cinco sub-bacias existentes na bacia hidrográfica do Córrego Pequiá.

Tabela 1 - Parâmetros morfométricos das Sub-bacias do Córrego Pequiá, no Estado do Maranhão

| Variável Morfométrica | Sub-bacias | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | **Baixo Pequiá** | **Médio Pequiá** | **Alto Pequiá** | **Brejão** | **Mosquito** |
| **Geometria** | | | | | |
| Área da Bacia (km²) | 274,92 | 158,85 | 132,77 | 200,4 | 232,48 |
| Perímetro (km) | 122,46 | 90,96 | 94,74 | 128,94 | 104,04 |
| Comprimento da bacia (Lb) (km) | 29,27 | 20,65 | 26,65 | 34,60 | 25,35 |
| Largura da bacia (Lw) (km) | 13,80 | 15,74 | 7,34 | 11,89 | 13,07 |
| Coeficiente de Compacidade | 2,07 | 2,02 | 2,30 | 2,55 | 1,91 |
| **Rede de Drenagem** | | | | | |
| Densidade de drenagem Dd (Km/km²) | 0,59 | 0,73 | 0,68 | 0,63 | 0,77 |
| Densidade Hidrográfica Dr (Canais /km²) | 0,38 | 0,44 | 0,39 | 0,41 | 0,57 |
| Extensão do Percurso Superficial (Km) | 0,847 | 0,685 | 0,735 | 0,794 | 0,649 |
| Comprimento do Canal Principal (Km) | 26,2 | 17,2 | 24,6 | 16,5 | 11,5 |
| Comprimento médio dos Canais (Km) | 4,76 | 3,50 | 3,95 | 4,2 | 3,65 |
| Comprimento Total dos Canais (km) | 162 | 115 | 91 | 126 | 179 |
| Razão de Bifurcação Média (Rbm) | 5 | 3 | 4 | 5 | 4 |
| Coeficiente de Manutenção ($m^2.m^{-1}$) | 1694,92 | 1369,86 | 1470,59 | 1587,30 | 1298,70 |
| Ordem da Sub-bacia (STRAHLER, 1957) | 5 | 4 | 3 | 3 | 4 |
| **Relevo** | | | | | |
| Índice de Sinuosidade | 1,30 | 1,52 | 1,56 | 1,56 | 1,30 |
| Índice de Rugosidade | 146,91 | 162,06 | 165,92 | 134,19 | 187,88 |
| Amplitude Altimétrica (m) | 249 | 222 | 244 | 213 | 244 |
| Relação de Relevo (m) | 9,50 | 12,91 | 9,92 | 12,91 | 21,22 |

Fonte: Autoria própria, 2022.

### 2.3.2 Características geométricas

Por meio dos parâmetros referentes a geometria foi possível a obtenção de dados sobre algumas características inerente a Bacia Hidrográfica do Córrego Pequiá (BHCP). O coeficiente de compacidade (Kc) indica a susceptibilidade da bacia hidrográfica a enchentes, sendo que, quanto mais próximo de 1, mais circular é a bacia, assim, maior a tendência de haver ocorrência de enchentes, entretanto, quanto maior o valor de Kc, mais alongada, e menor possibilidade de enchentes (VILLELA; MATTOS, 1975). Concomitantemente, Rocha *et al.* (2014) menciona que bacias hidrográficas com formato mais alongado evita a conversão do

escoamento superficial para o trecho do rio principal, portanto não estando sujeitas a grandes enchentes.

Analisando o Kc para as cinco sub-bacias do Córrego Pequiá (Tabela 1), nota-se que os valores estão todos acima de 1,91, deste modo, indicando que elas possuem pouca propensão a enchentes. Resultados semelhantes foram observados em outros trabalhos que realizaram a caracterização morfométrica, com coeficiente de compacidade de 1,94 de acordo com Silva e Duarte (2020) e 2,41, segundo Claudino *et al.* (2020), classificando-as como pouco susceptível a enchentes.

### 2.3.3 Características da rede de drenagem

O sistema de drenagem da bacia hidrográfica do Córrego Pequiá, de acordo com a hierarquia de Strahler (1957), apresentou grau cinco de ramificação (Figura 3-A). Mais especificadamente, a sub-bacia do Alto Pequiá é a única de 5ª ordem, seguida das sub-bacias Médio Pequiá e Mosquito classificadas como de 4ª ordem, e as demais ordem 3ª. Verifica-se uma grande quantidade de rios de 1ª ordem, enquanto o fluxo de 5ª ordem tem o número mínimo de fluxos, evidenciando o estágio evolutivo do relevo, possibilitando inferir sobre dinâmica da hidrologia superficial (SILVA; ALBUQUERQUE FILHO; SALES; LOURENÇO, 2016).

Segundo Sethupathi *et al*. (2011), os fluxos mais longos e menor quantidade são formados onde a permeabilidade é maior, todavia, fluxos menores de grande número são desenvolvidos onde as rochas e formações são menos permeáveis.

No que diz respeito as características relacionadas a rede de drenagem, destaca-se a densidade da drenagem, considerada uma das principais variáveis em estudos morfométricos. Ela relaciona o número de canais com a área total da bacia hidrográfica (SILVA; ALBUQUERQUE FILHO; OLIVEIRA; LOURENÇO, 2018; CHRISTOFOLETTI, 1981), fornecendo dados acerca da eficiência da drenagem em relação a capacidade de escoamento dentro da bacia (TONIOLO; OLIVEIRA; LOURENÇO; SILVA, 2021; SILVA; GIRÃO, 2020). Ainda, densidade de drenagem pode influenciar na produção de água e sedimentos na bacia (DORNELLAS; XAVIER; SILVA; SEABRA, 2020).

Segundo Silva, Albuquerque Filho, Sales e Lourenço (2016), densidade de drenagem menor que 0,5 km/km² são consideradas bacias com drenagem baixa, de 0,5 até 3,5 drenagem média, por fim, Dd superiores a 3,5 bacias com drenagem alta. Conforme é apresentado na Tabela 1, as sub-bacias resultaram em valores que variam de 0,59 a 0,77, logo, demostrando que possuem uma rede de drenagem média.

Geralmente, menores valores de Dd estão associados a baixas declividades (SOARES; LOPES; CASTRO; ARAÚJO, 2016; SOUZA; LOLLO, ALMEIDA FILHO, 2019). E, também associados a regiões constituídas com rochas permeáveis (QUEIROZ; CRISPIM; SILVA, 2017). No qual proporciona condições não favoráveis ao escoamento superficial, impossibilitando a formação de canais, por conseguinte, diminuindo a densidade da drenagem segundo Horton (1945), como é o caso da BHCP, visto que ela possui rochas do embasamento cristalino do Complexo Maracaçumé e metassedimentos do Grupo Gurupi (CPRM, 2011).

A densidade hidrográfica das sub-bacias foi de 0,38 canais/Km² (baixo pequiá), 0,44 canais/Km² (médio pequiá), 0,39 canais/Km² (baixo pequiá), 0,41 canais/Km² (brejão) e, 0,57 Canais/Km² (mosquito), sendo caracterizadas como de baixa densidade hídrica e baixa aptidão ao aparecimento de pequenos canais de drenagem, conforme classificação de Strahler (1957).

A densidade hidrográfica exerce influência acerca da ocorrência de processos erosivos e enchentes, conforme Tavares, Uagoda, Spalevic e Mincato (2021), já que ela possui efeito direto na estabilidade da terra (PRADEEP; NINU KRISHNAN; VIJITH, 2014). A Dd depende de fatores como a permeabilidade do solo, cobertura vegetal e geologia. Logo, as características da área de estudo favorecem a baixa densidade hídrica.

A extensão do percurso superficial (Eps), representa a distância média percorrida pelas enxurradas antes de encontrar um canal permanente (HORTON, 1945). Assim, como pode ser observado na Tabela 1, a sub-bacia Mosquito apresentou menor valor de distância (0,649 km), enquanto a sub-bacia Baixo Pequiá resultou no maior valor (0,847 km).

Conforme Felde *et al.* (2020) quanto mais longo é o caminho que o escoamento tem que percorrer para chegar ao canal permanente, menor é a densidade da drenagem nas bacias hidrográficas. Deste modo, justificando os valores encontrados para as sub-bacias desse estudo.

Com relação a razão de bifurcação (Rb), ele representa o número de canais de uma ordem essenciais para formar um canal de ordem superior (DORNELLAS; XAVIER; SILVA; SEABRA, 2020), no qual tende a ser constante e normalmente varia entre 3,0 e 5,0 (STRAHLER, 1964).

As sub-bacias baixo-pequiá, médio pequiá, alto pequiá, brejão e mosquito, apresentaram a média do Rb médio igual a 4,9, se apresentando no intervalo de 3 a 5 (Tabela 1), evidenciando que os padrões estruturais geológicos das sub-bacias não afetam a rede de drenagem (STRAHLER, 1964). Valores semelhantes foram observados em outros trabalhos, na bacia do rio Pardo, na Bahia, com média de 3,46 (DOMINGUES *et al.*, 2020), bacia do alto

paraíba, na Paraíba, apresentou Rb médio de 3,68 (DORNELLAS; XAVIER; SILVA; SEABRA, 2020).

O Coeficiente de Manutenção (Cm) informa qual a área mínima necessária para a manutenção de um metro de canal de escoamento (SCHUMM, 1963; SERVIDONI *et al*., 2021). Maiores valores de Cm sugere uma estrutura do solo mais porosa, implicando maior nível de infiltração, e escoamento leve (SHIVASWAMY; RAVIKUMAR; SHIVAKUMAR 2019).

O Cm obtido para as sub-bacias variaram de 1298,70 $m^2.m^{-1}$ (sub-bacia do Mosquito) até 1694,92 $m^2.m^{-1}$ (sub-bacia Alto Pequiá), evidenciando que a bacia do Alto do Pequiá requer maior área para a manutenção de um metro de canal.

### 2.3.4 Características do relevo

O conhecimento acerca da sinuosidade da rede de drenagem assume grande importância no entendimento dos processos e evoluções do sistema fluvial e sua interação com as características da paisagem (KUMAR; SINGH, 2021; SANTOS; FORMIGA; BRAGA; FARIA, 2021). De acordo com Schumm (1963), valores de Is próximos a 1,0 indicam que o canal tende a ser mais retilíneos e pouco tortuosos, valores superiores a 2,0 indicam canais mais tortuosos, já os valores intermediários referem-se aos canais com transições entre trechos regulares e irregulares.

Com base na análise do índice de sinuosidade da BHCP, os valores do índice de sinuosidade (Is) das sub-bacias do Baixo Pequiá e Mosquito foram iguais a 1,30, indicando ser um canal retilíneo, todavia, os valores encontrados para as demais sub-bacias médio e alto Pequiá e Brejão foram respectivamente de 1,52, 1,56 e 1,56 indicando que o canal tende a ser sinuoso.

No estudo desenvolvido por Queiroz *et al.* (2020) no Igarapé do Mindu no Estado do Amazonas foi observado que o Índice de Sinuosidade foi de 1,1. Os autores classificam como retilíneo, considerando que existe a redução do tempo de permanência da água e o consequente aumento na velocidade do fluxo fato que não contribuiu para possíveis inundações na bacia.

Já o índice de rugosidade (Ir), aponta a relação entre a declividade e o comprimento dos canais, possibilitando verificar a complexidade da paisagem (OZDEMIR; BIRD, 2009). Valores elevados desse coeficiente, geralmente, são pertinentes ao aumento do gradiente das vertentes e do comprimento de rampa do terreno, segundo Degrande e Firmino (2020), como

efeito, são altamente susceptíveis ao desencadeamento de processos erosivos, de acordo com Sreedevi *et al*. (2013), logo, tem-se uma maior restrição quanto as possibilidades de uso do solo em função das características da paisagem (MACHADO; LOBÃO; VALE; SOUZA, 2011).

Nas sub-bacias analisadas, foram verificados valores de rugosidade que variaram de 134,19 a 187,88, dentre esses valores, a sub-bacia do Mosquito e Alto Pequiá são caracterizadas por estruturas da paisagem com relevo mais declivoso e dissecado. Já as sub-bacias dos córregos Brejão e Baixo Pequiá apresentaram rugosidade fraca com valores variando de 134 a 147 (Tabela 1), representando 33,3% da área da BHCP. A sub-bacia do Médio Pequiá apresentou rugosidade média com relevo suave ondulado e declividade entre 3 a 8 %.

Analisando a topografia do terreno na BHCP (Figura 3-B), observa-se que os valores de elevação variaram entre 150 e 455 metros, onde os menores valores estão localizados na sub-bacia do Baixo Pequiá.

A amplitude altimétrica das sub-bacias do Córrego Pequiá variou entre 213 e 249 metros (Tabela 1), cujo menor valor foi observado para a sub-bacia Brejão. Sendo que menores amplitudes altimétrica, implicam em menor velocidade do escoamento, aumentando a água no interior da bacia, contribuindo especialmente no processo de infiltração e evaporação (CARVALHO; MARQUES NETO, 2012). Todavia, a sub-bacia do Baixo Pequiá apresenta a maior amplitude, deste modo, corroborando com o aumento da velocidade média do escoamento na calha do rio.

As sub-bacias do Baixo e Alto Pequiá apresentam os menores valores de relação de relevo (Ir), com 9,50 e 9,92 metros/km, respectivamente, demostrando um desnível no relevo das sub-bacias médio de 9,71 metros a cada 1 km. Segundo Schumm (1956), quanto maior o valor de Rr, maior será o desnível existente entre a cabeceira e o exutório, portanto maior será a declividade média da bacia hidrográfica. Assim, de acordo com os valores encontrados no presente estudo, as sub-bacias do Médio Pequiá, Brejão e Mosquito apresentam o maior desnível.

A sub-bacia do Mosquito por apresentar o maior número de canais de 1ª ordem tem uma elevada importância na manutenção e desenvolvimento do curso d'água principal, porém as atividades antrópicas existentes, que promovem a alteração da paisagem, podem influenciar diretamente as áreas próximas da sub-bacia do baixo Pequiá que possui estrutura de formação do rio mais antiga, requerendo maior atenção quanto a gestão dessas áreas.

Maior atenção deve ser dada a sub-bacia do baixo Pequiá, visto que ela recebe o aporte dos afluentes que estão nas sub-bacias do Brejão e Médio Pequiá, ambos no município de São Francisco do Brejão. Grande parte dos efluentes gerados nessas sub-bacias são carreados

para o baixo Pequiá que se encontra no município de Açailândia, devendo ser observada a possibilidade de convênios intermunicipais para controle e manutenção da qualidade da água.

## 2.4 Conclusão

Desta forma, esse trabalho tem como objetivo realizar a caracterização morfométrica das sub-bacias do Córrego Pequiá, localizadas no estado do Maranhão, por meio da obtenção e análise das características de drenagem, geometria e de relevo.

A Bacia Hidrográfica do Córrego Pequiá (BHCP) apresentou grau cinco de ramificação, sendo os rios de 1ª ordem predominantes nas sub-bacias, com densidade de drenagem (Dd) média, indicando que a área não apresenta condições que favorecem o escoamento superficial. Sendo o maior valor de Dd encontrado na sub-bacia Mosquito.

O Cm indicou que a sub-bacia do Alto do Pequiá requer maior área para a manutenção de um metro de canal.

A sub-bacia do Mosquito apresentou maior elevação em relação às demais, estando mais condicionada ao desencadeamento de processos erosivos, que pode ser intensificado quando somado aos maiores valores de índice de rugosidade, resultando em maiores restrições do uso do solo nessas áreas em função das suas características.

As variáveis geomorfométricas são potencialmente úteis para a elucidação, compreensão e planejamento integrado do uso e ocupação dos espaços rurais e urbanos da área de estudo.

# 3 ANÁLISE DA VULNERABILIDADE DOS SOLOS QUANTO A EROSÃO HÍDRICA NA BACIA DO CÓRREGO PEQUIÁ, MARANHÃO

## 3.1 Introdução

As ações antrópicas têm alterado de maneira significativa a funcionalidade do ambiente natural em diversas regiões do Brasil, tornando-o cada vez mais frágil (CARVALHO *et al.*, 2020). O prejuízo econômico causado pela diminuição da capacidade produtiva das terras agrícolas, apontam para a erosão hídrica como a principal causa e para o principal agente de mudança da paisagem (COUTINHO *et al.*, 2014).

Diferentes formas de uso do solo os tornam vulneráveis e com a intensificação da agricultura (RODRIGUES; MELLO; VIOLA; RODRIGUES, 2017). Pode existir ainda, a remoção de partículas e transporte de material mineral pelas excessivas chuvas para as áreas mais baixas do terreno, conforme, Fiorese *et al.* (2021), ocasionando a formação de erosão laminar, podendo acarretar sulcos, ravinas ou voçorocas.

Para avaliação de perda de solo, foi utilizada a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), segundo Wischmeier e Smith (1978), utilizada para analisar as possíveis perdas por erosão laminar na bacia do Pequiá, se destacando dos demais estudos realizados para estimar a perda de solo ao longo dos anos, de acordo com Lamana (2020), possibilitando assim o estudo empírico na bacia.

A abordagem adotada permitiu a construção de variáveis, incluindo erosividade das chuvas, erodibilidade do solo, topografia, práticas conservacionistas e fatores de cobertura vegetal, conforme Jemai *et al*. (2021) para a obtenção do resultado de perda de solo integrado ao uso da ferramenta SIG.

Todos estes coeficientes somados a um território caracterizado por uma estação com dois períodos, sendo um seco e outro chuvoso ocasionando chuvas volumosas em curtos intervalos de tempo, contribuem ainda mais com as ações de erosão laminar e linear.

A bacia do córrego Pequiá tem fundamental importância para o abastecimento futuro da cidade de Açailândia como já contemplado no estudo realizado pela CPRM (2017). Anualmente novas áreas com vegetação nativa são convertidas para outros usos, resultando no aumento significativo da condução de material particulado para o rio principal, podendo ocasionar assoreamento do curso de água e degradação da qualidade da água (LOURENÇO *et al.*, 2022).

É importante evidenciar que as atividades garimpo, somadas às do pólo guseiro e madeireiro, têm acelerado o processo de comprometimento das nascentes dos rios nos biomas brasileiros (BRASIL, 2006). Com o aumento das áreas desmatadas em um dos municípios que se encontra a Bacia Hidrográfica, ocorre uma potencialização dos processos erosivos de grande porte (MARÇAL; RAMALHO; GUERRA, 2001).

Nesse sentido, objetivou-se neste trabalho mapear e analisar qualitativamente a susceptibilidade erosiva do solo da bacia hidrográfica do córrego Pequiá, localizada em Açailândia, São Francisco do Brejão e João Lisboa no Estado do Maranhão, por intermédio da aplicação da Equação Universal de Perda do Solo (EUPS).

## 3.2 Material e Métodos

### 3.2.1 Estimativa da perda de solo anual

A estrutura proposta por Wischmeier e Smith (1978), utilizada para quantificar a perda média de solo anual por erosão laminar em diferentes condições de uso e manejo do solo, considera a variação climática da região, declividade do terreno e práticas conservacionistas como variáveis necessárias para a obtenção da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) (Equação 1).

$$A = R * K * LS * C * P \qquad \text{Equação (1)}$$

Sendo:

A = perda de solo por unidade de área no tempo ($t.ha^{-1}$);

R = fator de erosividade da chuva ($MJ.mm.h^{-1}.ha^{-1}$);

K = fator de erodibilidade do solo (t.ha.h/ ha.MJ.mm);

LS = fator topográfico (adimensional);

C = fator de uso e manejo do solo (adimensional);

P = fator de prática conservacionista do solo (adimensional).

### 3.2.2 Série histórica dos dados de precipitação

Os dados pluviométricos foram extraídos da série histórica disponibilizada pela Agência Nacional de Águas (ANA), de apenas 5 estações meteorológicas que possuem dados de 1996 a 2018 completos. Na região da bacia ocorrem dois períodos distintos, chuvoso e seco, com intervalos de seis meses entre cada um, conforme Tabela 2.

Tabela 2 - Localização das estações pluviométricas utilizadas no levantamento de dados
Localização das estações pluviométricas utilizadas no levantamento de dados

| Código da Estação | Estações | Zona | Coordenadas UTM - E | Coordenadas UTM - N |
|---|---|---|---|---|
| 447004 | Açailândia | 23M | 223114,175 | 9454466,180 |
| 447002 | Reta Km 32 | 23M | 248320,133 | 9465740,576 |
| 547000 | Ligação do Pará | 23M | 217227,335 | 9544521,699 |
| 547005 | Buritirana | 23M | 276330,948 | 9381246,680 |
| 446002 | Vale do Pindaré | 23M | 284894,982 | 9480408,884 |

Fonte: Autoria própria, 2021.

Os municípios de São Francisco do Brejão, João Lisboa e Açailândia onde se encontra o córrego Pequiá estão localizados pelas coordenadas UTM Zona 23 M E = 223122,229; N=9452321,391, obtidas no centro das referidas cidades de Açailândia e São Francisco do Brejão, respectivamente.

Na Tabela 3 são apresentadas as distâncias das estações pluviométricas em relação ao bairro Pequiá de Baixo, localizado no município de Açailândia na parte norte da bacia.

Tabela 3 - Distâncias das estações pluviométricas em relação a área de estudo

| Estação | Distância (km) |
|---|---|
| Açailândia | 12,17 |
| Reta km 32 | 13,84 |
| Ligação do Pará | 87,91 |
| Buritirana | 87,39 |
| Vale do Pindaré | 54,24 |

Fonte: Autoria própria, 2022.

### 3.2.3 Fator R

Para o cálculo do fator de erosividade da chuv™R) foram utilizados os dados obtidos na Agência Nacional de Águas (ANA), constituindo-se das séries históricas pluviométricas com duração de 23 anos, distribuídas no raio médio de 51 km de distância de um ponto de referência no bairro Pequiá de Baixo. Foram calculadas as médias mensais para determinar a erosividade da c™a (R), segundo a Equação proposta por Bertoni e Lombardi Neto (2012), como observado na Equação (2). Esta Equação estima, com relativa precisão, os fatores de erosividade para períodos longos de vinte ou mais anos.

$$R = \sum_{i=1}^{12} \quad 67{,}355 \left(\frac{r_i^2}{P}\right)^{0{,}85} \qquad (2)$$

Sendo:

R = Fator de Erosividade da Chuva ($MJ.mm.h^{-1}.ha^{-1}$);

$r_i$ = Precipitação média mensal (mm);

P = Precipitação média anual (mm)

### 3.2.4 Fator K

O fator de erodibilidade do solo (K) foi obtido de forma indireta através do mapa pedológico extraído da base solos da amazônia legal, na escala de 1:250.000, disponibilizado através do Portal Brasileiro de Dados Abertos e das demais bases cartográficas disponíveis no portal Laboratório de geoprocessamento (LABGEO) / Universidade estadual do maranhão (UEMA), Companhia de pesquisa de recursos minerais (CPRM), Empresa brasileira de pesquisa agropecuária (EMBRAPA) e TOPODATA/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) para os municípios estudados.

Para a obtenção dos valores do fator K para três tipos de solo existentes na área de estudo, foram compilados valores de alguns trabalhos realizados a partir de experimentos de campo, em solos brasileiros, que se encontravam disponíveis na literatura e posteriormente extraída a média em relação aos valores listados na Tabela 4.

Tabela 4 - Fator K para os diferentes tipos de solo encontrados na bacia

| Classificação | Tipo de Solo | Fator K ($thMJ^{-1}$ $mm^{-1}$) | Fonte |
|---|---|---|---|
| PVAd | Argissolo Vermelho amarelo distrófico | 0,0466<br>0,0592 | (MANNIGEL; CARVALHO; MORETI; MEDEIROS, 2002; MORAIS; SALES, 2017). |
| | Média | 0,0529 | |
| LAd | Latossolo-Amarelo Distrófico | 0,0570<br>0,02777 | (MANNIGEL; CARVALHO; MORETI; MEDEIROS, 2002; MORAIS; SALES, 2017). |
| | Média | 0,0424 | |
| LVAd | Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico | 0,0112<br>0,0264 | (MANNIGEL; CARVALHO; MORETI; MEDEIROS, 2002; MORAIS; SALES, 2017). |
| | Média | 0,0188 | |

Fonte: Autoria própria, 2022.

Para os tipos de solos encontrados na bacia, todos apresentam horizonte B bem definidos, sendo o Latossolo constituído de material mineral em avançado estágio de intemperização (JACOMINE, 2008) o que diferencia dos Argissolos.

Posteriormente foram utilizados os arquivos *shapefile* de polígonos de solos, das sub-bacias, através da imagem raster que contempla o córrego Pequiá e na sequência a elaboração do mapa do Fator K. Foi realizada a classificação da imagem raster com a tabela contendo os valores médios para cada tipo de solo, onde realizou-se a associação do mapa de solos e a atribuição de valores de erodibilidade, correspondentes a cada classe de solo, resultando no mapa final de erodibilidade.

### 3.2.5 Fator LS

Para estimar a erosão hídrica laminar foram utilizados Modelo Digital de Elevação (MDE) Shuttle Radar Topograph Mission (SRTM) e suas derivações locais básicas para os municípios de Açailândia e São Francisco do Brejão, através das cartas 04S48, 05S48 disponibilizadas em formato geotiff pelo TOPODATA/INPE (banco de dados morfométricos do Brasil).

Foram utilizados ainda arquivos vetoriais como pontos, linhas e polígonos, em formato shapefile, representativos das rodovias, limite político administrativo do Estado do Maranhão e municípios, e shapefile do mapa de solos obtido pelo Map Biomas escala 1:250.000 para a coleção Amazônia contemplando os municípios de Açailândia e São Francisco do Brejão.

O fator topográfico (LS) foi calculado através da Equação 3 recomendada por Bertoni e Lombardi Neto (2012).

$$LS = 0{,}00984 \times L^{0{,}63} \times S^{1{,}18} \quad (3)$$

Sendo:

LS = Fator topográfico (adimensional);

L = Comprimento de rampa (vertente) em m;

S = Declividade (%).

### 3.2.6 Fator L

As cartas topográficas foram obtidas por acesso público DSG/IBGE EMBRAPA, que possibilitaram a visualização do relevo através das curvas de nível com equidistância de 40 metros, sendo possível a observação da rede hidrográfica principal, vias de circulação e limites municipais existentes na época de execução do mapa, além de fornecer alguns elementos gerais da vegetação na escala 1:100.000.

As informações do comprimento de rampa e declividade do terreno foram geradas a partir do Modelo Digital do Terreno (DEM), calculando-se separadamente o fator L (comprimento da encosta) e S fator grau de declividade) por intermédio da Equação Desmet e Govers (1996) utilizada no estudo de Souza *et al.* (2019).

Para a obtenção do percentual de declividade, foram utilizadas imagens orbitais obtidas através do site TOPODATA disponibilizadas pelo INPE. Para determinação do fator de comprimento de rampa (L) o algoritmo de Desmet e Govers (1996) foi utilizado, baseado nas equações de Foster e Wischmeier (1974) expresso pela Equação 4.

$$L_{i,j} = \frac{\left[\left(A_{i,j-in} + D^2\right)^{m+1} - \left(A_{i,j-in}\right)^{m+1}\right]}{\left[D^{m+2} \times x_{i,j}^{m} \times (22{,}13)^{m}\right]} \quad (4)$$

Sendo:

$L_{i,j}$ = Fator de comprimento de rampa de uma célula com coordenadas (i, j) em m;

$A_{i,j-in}$ = Área de contribuição de uma célula com coordenadas (i, j) em m²;

D = Tamanho da célula (*pixel*) em m;

$x_{i,j}$ = Valor da direção de fluxo;

M = Coeficiente da declividade que assume os valores: S≥5% = 0,5; 3%<s<5% = 0,4; 1%<s<3% = 0,3; S <1% = 0,2.

### 3.2.7 Fator S

Para o cálculo do fator de declividade S se utilizou a relação desenvolvida por McCool *et al.* (1987), onde:

S = 10,8 x sin Ɵ + 0,03, quando declividade < 9%;

S = 16,8 x sin Ɵ -0,5, quando declividade > 9%.

Onde Ɵ é o ângulo de declividade.

Para o cálculo foi utilizado o software QGIS na função watershed.r, onde através do arquivo raster da bacia se calculou diretamente o fator LS

### 3.2.8 Mapa de uso de solo

Para a elaboração do mapa de uso foi utilizado a base do uso do solo do Projeto MapBiomas coleção 5 (1985-2019) para o bioma Amazônico. A escala utilizada foi de 1:250.000, onde foram considerados temas de corte cruzado como formação florestal, formação savânica, formação campestre, infraestrutura urbana, rio, plantios de soja e lavouras temporárias.

### 3.2.9 Fator C

O fator de cobertura e manejo do solo (C) é representado como a relação entre a perda de solo em área com vegetação e sob um determinado manejo e a perda ocorrida em área com mesma pedologia, declividade e erosividade porém com o solo descoberto. Foram considerados os valores obtidos na literatura para cada classe de solo observados em diferentes estudos conforme a Tabela 5.

Tabela 5 - Classe de uso do solo

| Classe de Uso | Ação | Fator C | Fonte |
|---|---|---|---|
| Formação Florestal | Natural | 0,0004 | Silva, Albuquerque Filho, Sales e Lourenço (2017) |
| Formação Savânica (cerrado) | Natural | 0,0091 | Frota, Sone e Wendland (2020) |
| Floresta Plantada | Antrópica | 0,0470 | Silva, Albuquerque Filho, Sales e Lourenço (2017) |
| Formação Campestre (pastagem nativa) | Antrópica | 0,0050 | Demarchi, Piroli e Zimback (2019) |
| Pastagem | Antrópica | 0,0500 | Silva, Albuquerque Filho, Sales e Lourenço (2017) |
| InfraEstrutura Urbana | Antrópica | 0,0000 | Barros *et al.* (2018) |
| Rio | Mosaico | 0,0000 | Paranhos *et al.* (2003) |
| Soja | Antrópica | 0,1437 | Bertol, Schick e Batistela (2001) |
| Lavouras Temporárias | Antrópica | 0,1893 | Silva, Albuquerque Filho, Sales e Lourenço (2017) |

Fonte: Autoria própria, 2022.

### 3.2.10 Fator P

O fator de prática conservacionista do solo, valor adimensional representado pela letra P, estabelece a relação entre a perda de solo em área com prática conservacionista e outra sem a utilização de nenhuma prática.

Para o fator P foi adotada a metodologia proposta por Aziz, Steward, Kaleita e Karkee (2012) e Silva, Albuquerque Filho, Sales e Lourenço (2017), que recomendam para as áreas que não possuam práticas de conservação de solo, se atribua o valor 1, enquanto que onde há existência dessas práticas se atribui valores intermediários entre 0 a 1 dependendo da prática adotada.

Na bacia do córrego Pequiá, considerando que na maior parte da área não existe adoção de técnicas conservacionistas de suporte à erosão, o fator P foi considerado 1 para toda a bacia, conforme procedimento adotado por Rodrigues, Mello, Viola e Rodrigues (2017) e Dias e Silva (2015). Os fatores C e P são dependentes das atividades antrópicas, pois estão relacionados às formas de ocupação e uso do solo, não sendo dependentes apenas das condições naturais como os fatores R, K e LS. Para a elaboração dos mapas do fator CP planilha em EXCEL foram montadas, e o uso do trackmaker 4.9 e QGIS 2.8 possibilitou a geração dos mapas.

### 3.2.11 Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS)

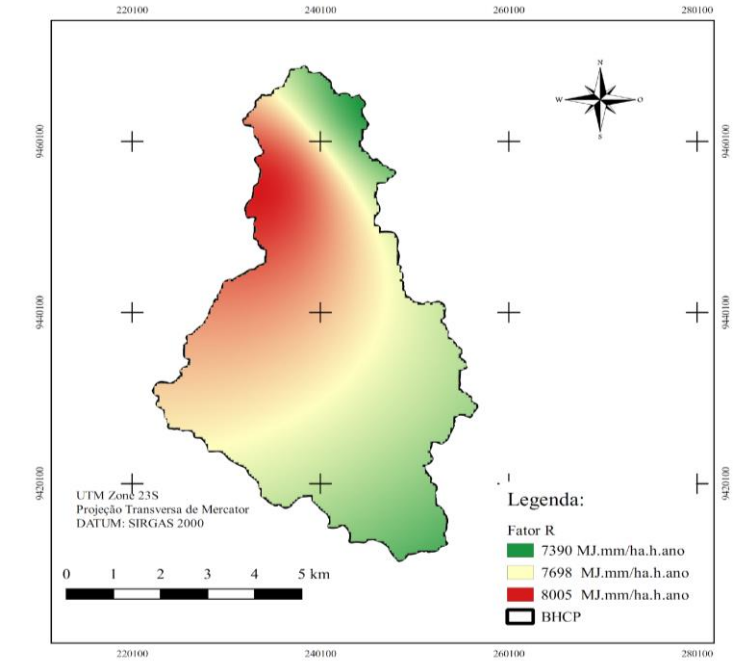
A Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS) estabelecida como modelo empírico possibilita calcular a perda média anual de terra por erosão hídrica, conforme Prochnow *et al.* (2005), através da observação e conhecimento dos fatores locais que induzem ao processo erosivo. Para o cálculo da estimativa de perda de solo foi utilizado o Software Arcgis 10.6 e com o uso da calculadora raster foram multiplicados os resultados de erosividade, erodibilidade, fator topográfico e fator C e P e como resultado final o mapa de perda de solo.

## 3.3 Resultados e discussão

Para a obtenção dos resultados de erosividade foram utilizados dados da série histórica de 23 anos, compreendidos entre os anos de 1996 a 2018, obtidos de cinco estações meteorológicas. Na região da bacia ocorrem dois períodos distintos, chuvoso e seco, com intervalos de seis meses entre cada um.

Para análise da erosividade das chuvas na bacia do córrego Pequiá (Figura 4), observa-se que o valor médio foi de 7697,74 MJ.mm/ha.h.ano para área estudada. Para a estação Buritirama foi observado o menor valor entre as estações de 7.444 MJ.mm/ha.h.ano variando até 9.101 MJ.mm/ha.h.ano para a estação Ligação do Pará.

Figura 4 - Mapa de erosividade da Bacia do Córrego Pequiá (BHCP)




Fonte: Autoria própria, 2022.

A precipitação ocorrida no período chuvoso, definida entre os meses de novembro a abril correspondeu a 95,09 % do total de erosividade (Tabela 6), comprovando ser esse período o de maior risco a processos erosivos na área de estudo.

Dos valores médios de chuva analisados demonstraram que o período mais chuvoso se concentrou nos meses de dezembro a abril e contribuiu com 81,8 % do volume total de chuva da bacia; os meses de maio a agosto contribuíram apenas com 8,3% e os meses de setembro a novembro com 9,9% do total.

No mês de agosto se observou o menor índice de erosividade na região, compreendida entre as cinco estações pluviométricas, tendo os meses de julho e junho uma semelhança na distribuição de chuvas no período seco.

Tabela 6 - Valores médios mensais e valor total anual da precipitação e de erosividade para a Bacia do Córrego Pequiá – Açailândia Maranhão, entre os anos de 1996 a 2018

| | Precipitação | | Erosividade | |
|---|---|---|---|---|
| Mês | (mm) | % | MJ mm $ha^{-1}$ $h^{-1}$ $mês^{-1}$ | % |
| Janeiro | 220 ±24,36 | 16 | 1406,495±39,8 | 17,58 |
| Fevereiro | 232 ±25,58 | 17 | 1547,995±53,4 | 19,35 |
| Março | 283 ±27,35 | 21 | 2172,204±221,53 | 27,15 |
| Abril | 233± 27,39 | 17 | 1559,898±144,24 | 19,50 |
| Maio | 84 ±15,57 | 6 | 277,0148±52,46 | 3,46 |
| Junho | 16 ±43 | 1 | 17,33516±6 | 0,22 |
| Julho | 7 ±2,06 | 1 | 4,00888±0,71 | 0,05 |
| Agosto | 5 ±1,69 | 0 | 2,225659±0,22 | 0,03 |
| Setembro | 16 ±4,38 | 1 | 18,53785±5,52 | 0,23 |
| Outubro | 37 ±8,56 | 3 | 73,07528±22,24 | 0,91 |
| Novembro | 81 ±12,06 | 6 | 262,4261±30,3 | 3,28 |
| Dezembro | 140 ±17,86 | 10 | 658,1795±82,83 | 8,23 |
| Total | 1.354 ±76,10 | 100 | 7999,394±300,74 | 100 |

Fonte: Elaborado pelo Autor com base em Silva *et al.* (2009).

Com base na classe de interpretação da erosividade da chuva citado por Souza, Dupas, Drummond e Costa (2009), observa-se um fator de erosividade forte na bacia do córrego Pequiá, devido aos valores alcançados para erosividade no período (Tabela 6), sendo semelhante aos valores encontrados por Batista *et al.* (2021) em uma região com chuva mais abundante no Vale do Ribeira quando comparada a bacia do córrego Pequiá.

Um estudo sobre a erosividade da chuva no médio Solimões mostrou que a partir do mês de outubro ocorre o aumento das chuvas e se considera o mês de novembro como a transição entre o período seco e chuvoso, com valores mensais de 200 mm, apresentando erosividade superior anual a 7000 MJ mm $h^{-1}$ $ha^{-1}$ correspondendo a classe muito alta e alta (SILVA NETO; ALEIXO, 2020).

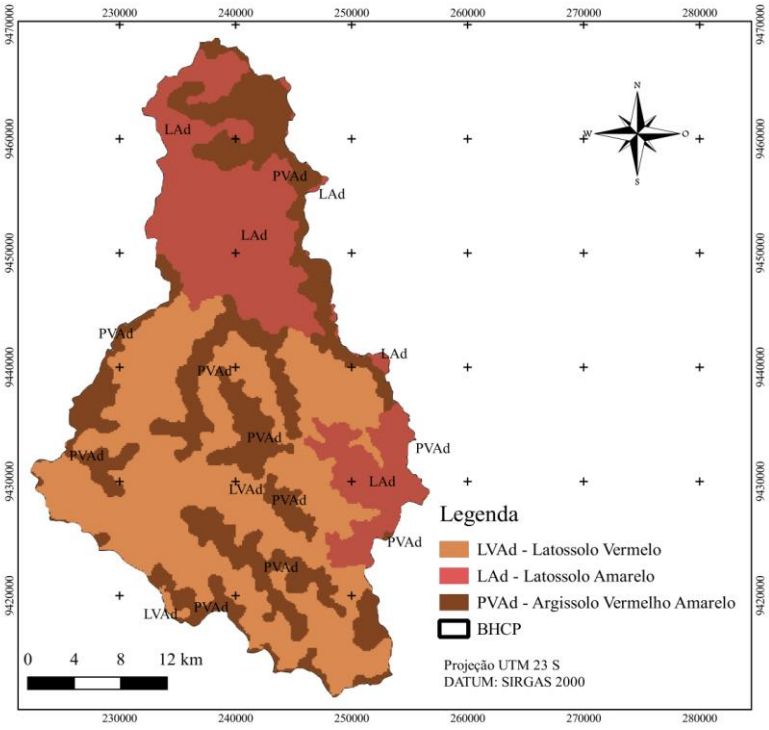
No município onde se encontra a bacia do Pequiá no mês de outubro a precipitação média foi de 37 mm passando a 81mm em novembro e a erosividade superior anual foi de 7999,34 MJ mm $h^{-1}$ $ha^{-1}$, situação de transição que se assemelha ao estudo realizado por Silva Neto e Aleixo (2020) na região do médio Solimões.

### 3.3.1 Fator de Erodibilidade

Para o estudo foram identificadas 10 associações de solos para as três ordens, subordens e grande grupo encontrados sendo: Argissolo Vermelho Amarelo distrófico; Latossolo Amarelo Distrófico e Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico.

Dos valores de K obtidos através da análise bibliográfica foram considerados os obtidos em pesquisas realizadas em campo nas diversas regiões de ocorrência das manchas dos solos (Figura 5).

Figura 5 - Fator K encontrado para os solos bacia do córrego Pequiá Estado do Maranhão




Fonte: Autoria própria, 2022.

Na região da Bacia Hidrográfica do Córrego Pequiá existem superfícies dissecadas em escarpas que representam áreas de elevada susceptibilidade erosiva (CORREIA FILHO; GOMES; NUNES; LOPES FILHO, 2011; AÇAILÂNDIA, 2017). A maioria dos solos encontrados se enquadram em grupos areno-argilosos apresentando texturas que condicionam o comportamento erosivo (MARÇAL; GUERRA, 2003; CPRM, 2017).

Os Latossolos são formados por material intemperizado, com horizonte B latossólico que se apresenta embaixo ao horizonte superficial de qualquer tipo, sendo desprovidos de minerais primários ou secundários menos resistentes ao intemperismo (JACOMINE, 2008).

Na bacia do córrego Pequiá se observa que 30.226,78 hectares possuem solos classificados como Argissolos Vermelho Amarelo, 27.181,43 hectares possuem Latossolo Amarelo e 44.049,14 hectares possuem Latossolo Vermelho Amarelo, correspondendo respectivamente a 29,8%, 26,8 % e 43,42% do total da bacia.

Dependendo da classificação, os solos podem ser eutróficos que propiciam maior produtividade agrícola, álicos e distróficos que podem possuir maior acidez e consequentemente baixa fertilidade sendo utilizados para pequenas áreas cultivadas (CALDERANO FILHO *et al.*, 2018).

Na bacia do córrego Pequiá, os três solos identificados foram considerados como eutróficos levando a entender que processos erosivos tenham se formado a partir do aumento das áreas convertidas sem o adequado manejo no solo.

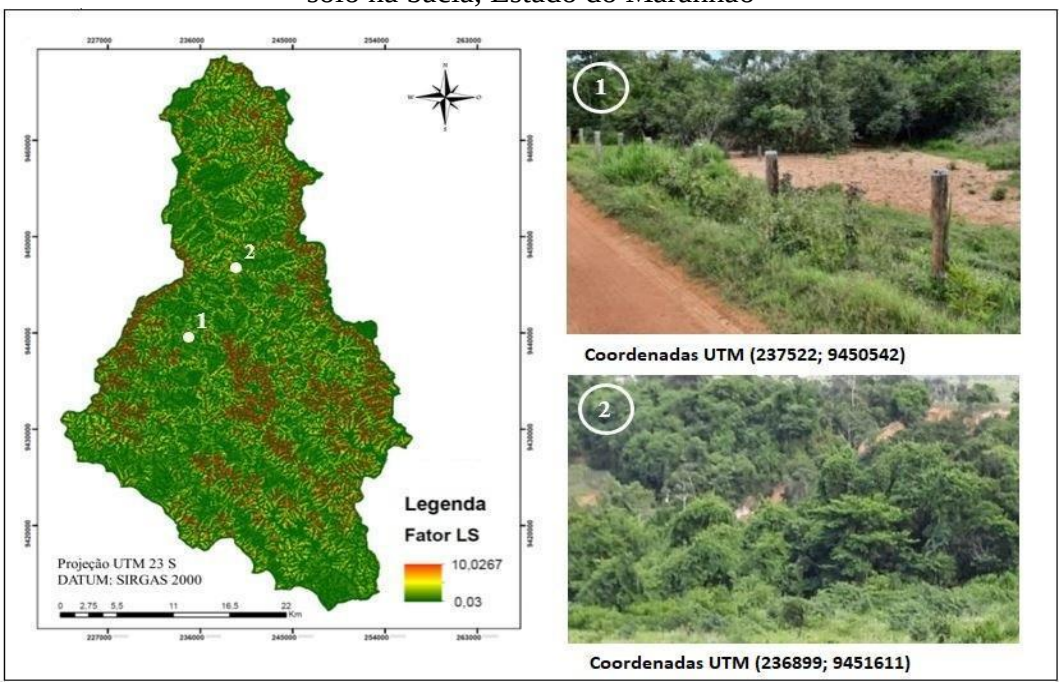
O maior valor de erodibilidade 0,0529 t ha h $ha^{-1}$ $MJ^{-1}$ $mm^{-1}$ foi considerado para o Latossolo Amarelo demonstrando que 70% da área da Bacia do Córrego Pequiá poderá apresentar alguma susceptibilidade à erosão laminar, porém no estudo realizado no estado do Piauí para área suscetíveis a desertificação, os autores relataram que solos classificados como latossolo apresentaram baixa erodibilidade, onde foram encontrados 40,5% da área com Latossolos amarelo e 12,7 Argissolos vermelho amarelo (SANTOS; AQUINO, 2015).

Considerando a chave de interpretação de Mannigel, Carvalho, Moreti e Medeiros (2002), podemos inferir que a bacia está classificada por solos com fatores de erodibilidade médio, alto e muito alto, sendo estes para os Latossolos Amarelos, Argissolos e Latossolos Vermelho Amarelos, respectivamente.

### 3.3.2 Fator LS

O fator LS é mais influente na parte oeste da bacia, região que possui mais divisores de água portanto maiores altitudes e declives estando mais próxima da cidade de São Francisco do Brejão, sendo possível observar pontos de deposição de material particulado próximo ao córrego e pontos de erosão nas áreas com maior declividade na bacia (Figura 6).

Figura 6 - Mapa do fator topográfico da bacia do Pequiá com ponto de erosão e deposição de solo na bacia, Estado do Maranhão




Fonte: Autoria própria, 2022.

Um estudo realizado por Silva, Albuquerque Filho, Sales e Lourenço (2017), analisou a perda de solo na bacia do Rio Una no interior do Estado de São Paulo verificou que áreas com os menores valores para o Fator Topográfico como sendo da região norte da bacia, onde se localiza a área urbana e as menores altitudes e declividades, de acordo com semelhante a observação realizada para fator topográfico na bacia do córrego Pequiá.

Em estudo realizado por Souza *et al.* (2019) na bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão no município de São Carlos – SP, os autores demonstraram que o fator LS na bacia estudada teve em 40% da área maior deposição do que carreamento de sedimentos por terem encontrado o fator LS < 1, e que o relevo atuou como amenizador do processo erosivo.

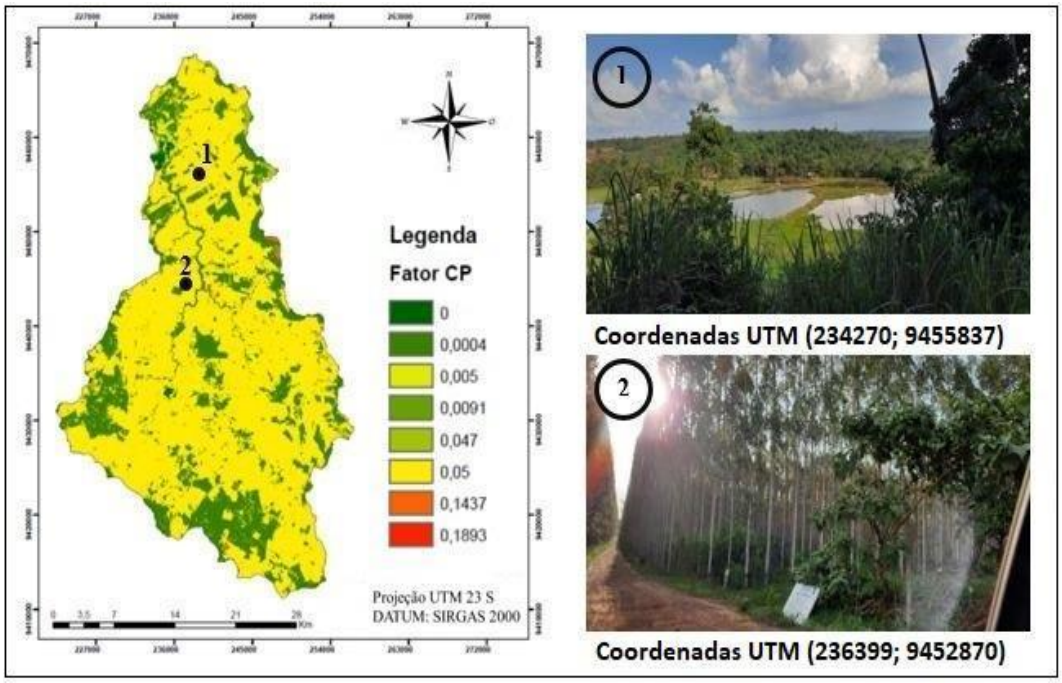
Observa-se que na bacia do córrego Pequiá a porção superior a leste apresenta valores abaixo de 1 o que nos permite inferir que os processos erosivos sejam menores devido a declividade e vegetação secundária existente.

### 3.3.3 Fator CP

Foi observado diferentes usos do solo dentro da bacia do Pequiá, estando algumas consideradas como ações antrópicas de impacto ambiental relevante para o curso d'água Córrego Pequiá (Figura 7).

A erosão hídrica pode aumentar, caso não ocorra manejo e práticas conservacionistas adequados ao tipo de solo elevando as taxas anuais de perda de solo na área caso ocorra a supressão de vegetação nativa e alteração das áreas de preservação permanente (LUZ; NEVES; RAMOS; FREITAS, 2020; TAKIKAWA; SILVA; LOURENÇO, 2021).

Figura 7 - Mapa do Fator CP e área de açudes e plantios de Eucalyptus sp. Estado do Maranhão




Fonte: Autoria própria, 2022.

Na bacia do córrego Pequiá através do mapa de uso de solos se observa que 73,75% da área total foi convertida em pastagem e que somadas a outras áreas antropizadas como florestas plantadas, formação campestre (áreas já alteradas), infraestrutura, soja e lavouras temporárias correspondem a 75,49% da bacia.

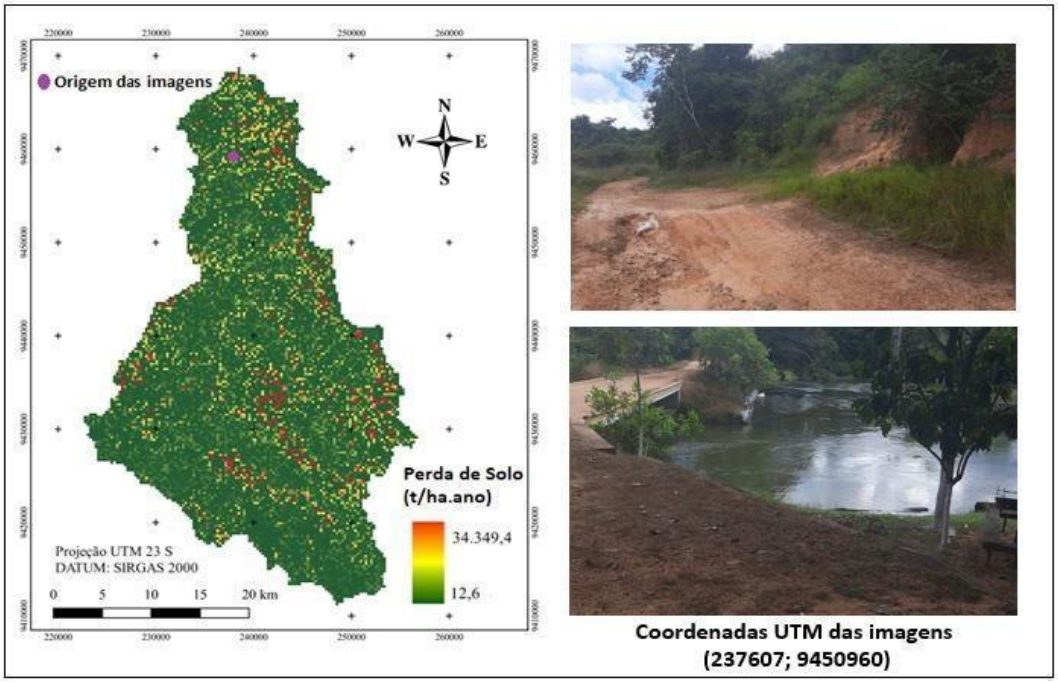
Atualmente as áreas naturais da bacia do Córrego Pequiá somam apenas 24,48 %, e por tratar-se de Bioma Amazônico a formação florestal nativa deveria estar com 80% de vegetação, conforme a Lei 12651/12 (BRASIL, 2012).

Áreas pontuais de encosta que apresentaram valor de CP 0,05 e fator LS 2,37 vêm sofrendo perda de solo podendo apresentar potencial erosivo na Bacia do Córrego Pequiá. O estudo de Miguel *et al.*. (2021) na Bacia Hidrográfica do Rio Vacacaí-Mirim, localizada no Rebordo do Planalto do estado do Rio Grande do Sul (RS) de lavouras com CP 0,29 apresentaram áreas onde a erodibilidade do solo foi maior variando entre 0,05 a 0,06 t h $MJ^{-1}$ $mm^{-1}$ e o fator LS com intervalo menor entre 0,03 a 1, demonstrando existir potencial erosivo na Bacia.

### 3.3.4 Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS)

Os valores médios anuais potenciais de perda de solo para a bacia hidrográfica do Pequiá, foi de 17.180,83 t/ha/ano que variou de 12.654,6 t/ha/ano nas áreas de menor declividade até 34.349,4 t/ha/ano nos terrenos acidentados da bacia. Na bacia do córrego Pequiá observou-se que a porção oeste da bacia em alguns pontos foi superior a 15.590 t/ha/ano (Figura 8). A Equação universal de perdas de solo (EUPS) estabelecida como modelo empírico possibilita estabelecer a perda média anual de terra por erosão hídrica (PROCHNOW *et al.*, 2005), através da observação e conhecimento dos fatores locais que induzem ao processo erosivo (TONIOLO *et al*., 2021).

Figura 8 - Mapa da perda de solo anual com fotografias identificando ponto de erosão próximo a estrada e a margem esquerda de um curso de água




Fonte: Autoria própria, 2022.

Na sub-bacia localizada na fazenda experimental Canchim da Embrapa no município de São Carlos, no Estado de São Paulo, Silva *et al.* (2010) observaram que o menor valor de perda de solo foi de 0,39 t/ha/ano em vegetação nativa e os maiores valores foram de 32,50 t/ha/ano para cultura de cana e 42 t/ha/ano para milho.

Na bacia hidrográfica do Córrego Pequiá grande parte da área encontra-se com gramíneas degradadas e considerando que o fator topográfico (LS) em áreas de encosta chegou a 2,75, ocorre a possibilidade de sofrer erosão. Foram observados valores elevados de perda de solo nas sub-bacias do alto Pequiá que foi de 19.640 t/ha/ano onde se observou áreas com pastagens e os maiores valores foram encontrados nas sub-bacias do médio Pequiá e Mosquito que variaram respectivamente de 34.349 t/ha/ano e 27.509 t/ha/ano.

## 3.4 Conclusão

Objetivou-se neste trabalho mapear e analisar qualitativamente a susceptibilidade erosiva do solo da bacia hidrográfica do córrego Pequiá

A severidade da erosão ocorre devido à formação e renovação de pastagens em declive e a ausência de medidas de práticas conservacionistas em alguns trechos da bacia, onde foi observada a supressão da vegetação nativa.

Estando a bacia no processo contrário ao que recomenda a legislação ambiental para o bioma Amazônico e considerando que atualmente 73,75 % da área encontra-se com pastagens, necessita de intervenção por parte dos órgãos licenciadores.

A perda de solo foi atribuída às inadequadas práticas conservacionistas aplicadas a bacia, afetando diretamente a paisagem devido à intensidade das chuvas locais.

# 4 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA NOS EXUTÓRIOS DAS SUB-BACIAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO DO PEQUIÁ, MA

## 4.1 Introdução

Um dos grandes desafios do desenvolvimento socioeconômico sustentável é a gestão da água, um recurso essencial para a sociedade e o ecossistema (DUAN *et al.*, 2021). As demandas pelos múltiplos usos da água em conjunto com o crescimento populacional têm aumentado a pressão sobre os recursos hídricos (GOONETILLEKE; VITHANAGE, 2017; CANTELLE; LIMA; BORGES, 2018; MARQUES; VERAS; RODRIGUEZ, 2022), de tal maneira que o aumento do uso consuntivo da água cresceu 1,7 vezes mais rápido do que a população mundial (CANTELLE; LIMA; BORGES, 2018).

Por outro lado, mais de 600 milhões de pessoas ainda não tem acesso à água potável e mais de 2 bilhões não tem acesso ao saneamento básico adequado (CANTELLE; LIMA; BORGES, 2018), tornando a degradação da qualidade da água um grande problema ambiental (ZHANG; ZHOU; ZHANG; DAN, 2020). De acordo com a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997, a gestão dos recursos hídricos deve priorizar a promoção do uso múltiplo da água, adotando a bacia hidrográfica como unidade territorial para implementação da referida política (BRASIL, 1997). Desse modo o gerenciamento dos recursos hídricos torne-se uma ação indispensável para que se garanta disponibilidade de água, avaliando fatores como desperdício, poluição, contaminação e demanda (PASQUALETTO; LO PRESTI; ROVAI; MURO, 2019).

Os desafios relacionados à gestão da água não podem ser simplificados somente à problemas infraestruturais, requerendo uma abordagem holística e integrativa para o gerenciamento desse valioso recurso (KATUSIIME; SCHÜTTT, 2020). Portanto, considerando que atividades antrópicas desenvolvidas ao longo de uma bacia hidrográfica são capazes de impactar negativamente na qualidade dos recursos hídricos (LUO; SHAO; ZUO; CUI, 2020; ZHANG; ZHOU; ZHANG; DAN, 2020; AKHTAR *et al.*, 2021), o monitoramento da qualidade da água torna-se uma ferramenta útil e relevante para o planejamento e tomada de ações que atendam as premissas e objetivos da PNRH.

Nesse contexto, índices e indicadores são considerados ferramentas de fácil interpretação durante o processo decisório, por simplificarem um número elevado e complexo de informações envolvidas no processo de análise ambiental (CETESB, 2020). Índices de qualidade de água têm sido usados em muitos países para determinar o estado geral da

qualidade de águas superficiais e subterrâneas (AKHTAR *et al.*, 2021; UDDIN; NASH; OLBERT, 2021).

Esses índices permitem a análise e a agregação de diferentes variáveis, que resultam em um único valor adimensional. Parâmetros de qualidade da água foram selecionados gerando sub-índices e pesos individuais e os valores ponderados foram calculados onde por fim houve agregação dos subíndices para obtenção do índice final de qualidade da água (AKHTAR *et al.*, 2021; UDDIN; NASH; OLBERT, 2021).

O índice de qualidade de água da *National Sanitation Foundation*, mundialmente utilizado, foi adaptado no Brasil pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) para a avaliação da característica da água em relação às fontes poluidoras em águas superficiais (CARVALHO; BALDUINO; MACIEL; PICANÇO, 2016; ROCHA; PINHEIRO; SOUSA; BEZERRA, 2021). Os parâmetros do Índice de Qualidade de Água (IQA) proposto pela CETESB, refletem de forma primordial os aspectos da contaminação da água por esgoto sanitário, com o intuito de avaliar a qualidade da água para fins de abastecimento público (CETESB, 2020), de modo que o uso de outros índices se faz necessário para complementar esse diagnóstico. Entre tais índices, destaca-se o Índice do Estado Trófico (IET) que indica grau de trofia de corpos d'água permitindo uma análise dedicada à preservação da vida aquática (CETESB, 2020).

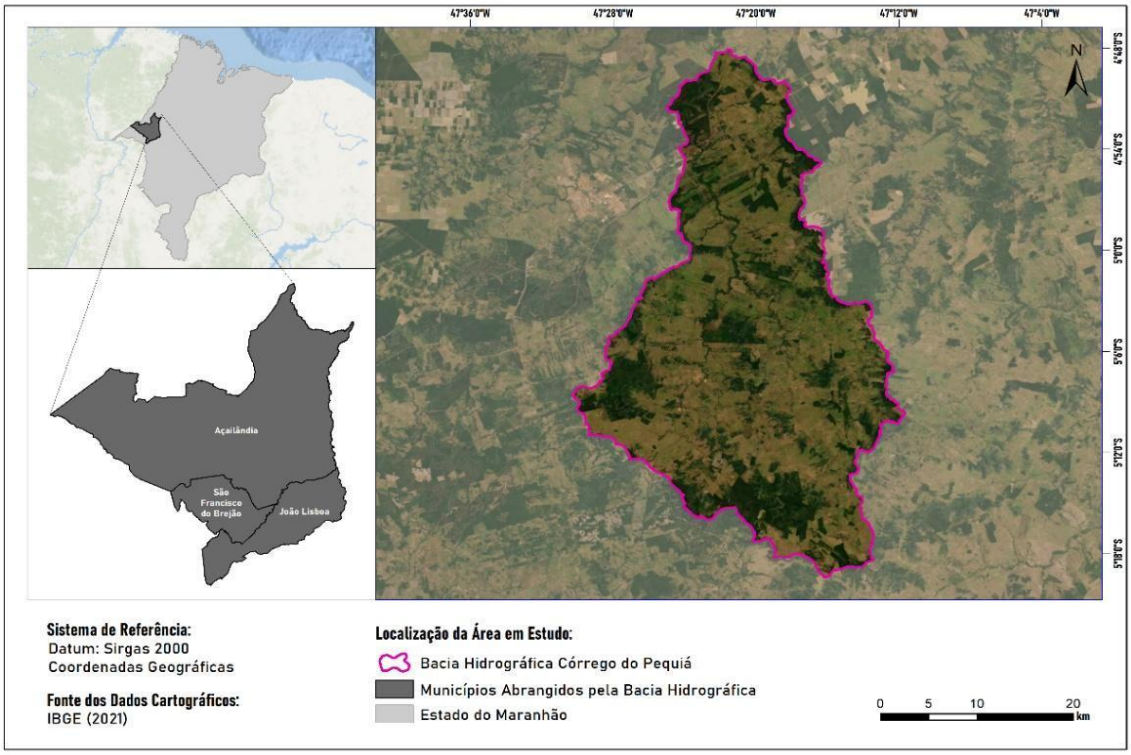
A realização de estudos na bacia hidrográfica do Córrego Pequiá assume relevância em virtude de abranger três municípios do Estado do Maranhão, que se encontram em expansão e experimentam mudanças em termos de uso e ocupação do solo, com uma população estimada de mais de 149 mil habitantes interferindo direta e indiretamente no Córrego Pequiá. Dessa forma, o presente estudo tem por objetivo analisar parâmetros físico-químicos e biológicos que compõem o IQA e o IET do Córrego Pequiá e de seus afluentes, bem como obter tais índices.

## 4.2 Material e Métodos

### 4.2.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do Córrego Pequiá está inserida em três municípios localizados no Estado do Maranhão, sendo eles: Açailândia; São Francisco do Brejão; e João Lisboa (Figura 9). A população total estimada para os municípios é de 149.542 habitantes (IBGE, 2021). O município de São Francisco do Brejão tem 80 % da sua área sobreposta à bacia hidrográfica.

Figura 9 - Localização da Bacia Hidrográfica do Córrego Pequiá, nos municípios de Açailândia, São Francisco do Brejão e João Lisboa, Estado do Maranhão




Fonte: Autoria própria, 2022.

As atividades socioeconômicas dos municípios se concentram no desenvolvimento da produção agrossilvipastoril, indústria siderúrgica e comércio. Apesar da bacia hidrográfica do Córrego Pequiá estar completamente inserida no bioma amazônico, com pequenas áreas transicionais de Cerrado, pode-se dizer que a expansão econômica na região acompanhou o desmatamento ao longo das estradas principais para extração de madeira, seguida da conversão de florestas naturais para áreas de pastagens e agricultura de subsistência. Atualmente 74,79 % da bacia hidrográfica em estudo encontra-se em área com intervenções antrópicas (Tabela 7).

Tabela 7 - Percentual de áreas convertidas na bacia hodrográfica do Córrego Pequiá, nos municípios de Açailândia, São Francisco do Brejão e João Lisboa, Estado do Maranhão

| Estrutura | Ação | % |
|---|---|---|
| Floresta Plantada | Antrópica | 0,38 |
| Pastagem | Antrópica | 73,75 |
| Infraestrutura Urbana | Antrópica | 0,45 |
| Soja | Antrópica | 0,11 |
| Lavouras Temporárias | Antrópica | 0,10 |

Fonte: Autoria própria, 2022.

### 4.2.2 Procedimento para coleta das amostras de água

Primeiramente, foram definidos cinco pontos para a coleta das amostras de água (Tabela 8). Essa definição foi possível através da delimitação da bacia hidrográfica da área em estudo, verificando os exutórios de cada uma das cinco sub-bacias que compõe a bacia hidrográfica do Córrego Pequiá (Figura 10). As coletas foram realizadas no período seco (inverno – junho) e no sentido jusante-montante da bacia hidrográfica, de modo que não houvesse retirada da mesma água nos diferentes pontos. Os procedimentos da coleta seguiram a Resolução 724/2011, da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2011).

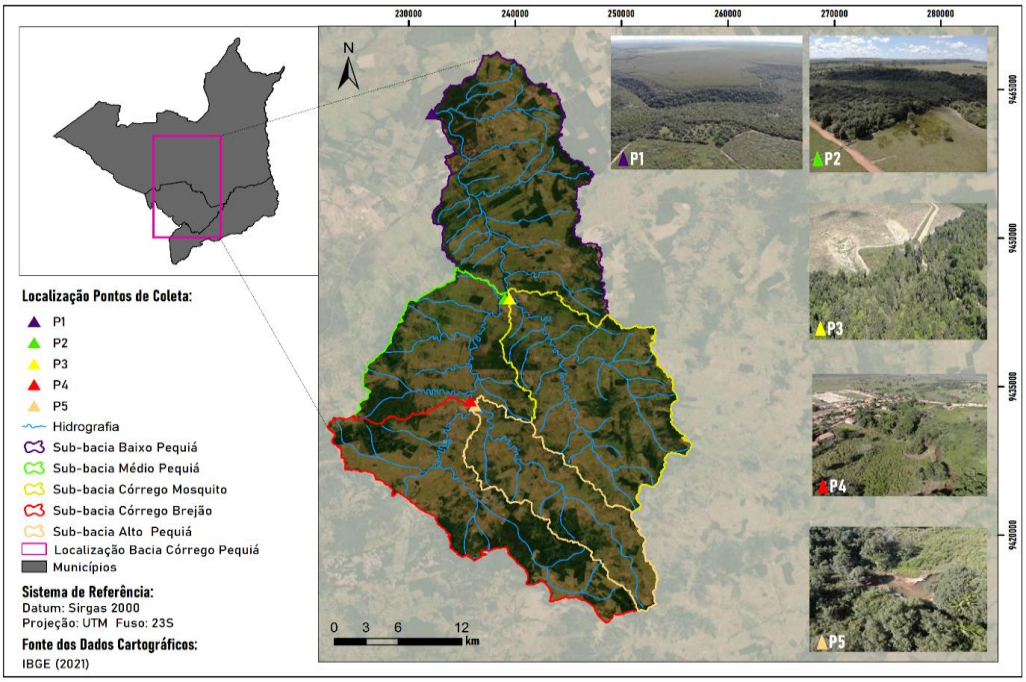
Tabela 8 - Coordenadas dos pontos de coleta das amostras de água, nos municípios de Açailândia, São Francisco do Brejão e João Lisboa, Estado do Maranhão

| Ponto | Descrição | UTM (E) | UTM (N) | Altimetria (m) |
|---|---|---|---|---|
| P1 | Baixo Pequiá | 232185,386 | 9462564,343 | 160 |
| P2 | Médio Pequiá | 239066,261 | 9443869,466 | 200 |
| P3 | Córrego Mosquito | 239495,85 | 9443867,76 | 200 |
| P4 | Córrego Brejão | 236243,03 | 9433048,88 | 230 |
| P5 | Alto Pequiá | 236261,24 | 9433039,89 | 230 |

Datum: SIRGAS 2000 / Fuso: 23S

Fonte: Autoria própria, 2022.

Figura 10 - Mapa com a localização dos pontos de coleta, nos municípios de Açailândia, São Francisco do Brejão e João Lisboa, Estado do Maranhão




Fonte: Autoria própria, 2022.

Para a coleta das amostras de água para as análises físico-químicas foram utilizadas garrafas plásticas de 1,5 L, realizadas em triplicata, previamente ambientadas com a água a ser coletada, de modo que a coleta foi feita com a garrafa completamente submersa a 20 cm de profundidade (Figura 11) (ABNT, 1987). Já para as amostras de água para análise microbiológica, foram utilizadas garrafas de vidro previamente esterilizadas (Figura 12).

Figura 11 - a) Coleta da amostra da água; b) Garrafas de vidro utilizadas na coleta; c) Garrafas plásticas utilizadas na coleta

Fonte: Acervo pessoal, 2022.

A coleta foi feita com a abertura das garrafas voltada para o sentido do fluxo da água, a fim de se evitar a entrada de corpos estranhos no recipiente. Em seguida, as garrafas foram acondicionadas em caixas térmicas com gelo para preservar as propriedades físico-químicas na temperatura ideal média de 4ºC (ANA, 2011).

### 4.2.3 Parâmetros analisados

Para a síntese do Índice de Qualidade de Água (IQA) e o do Índice do Estado Trófico (IET) nove parâmetros foram analisados (Tabela 9).

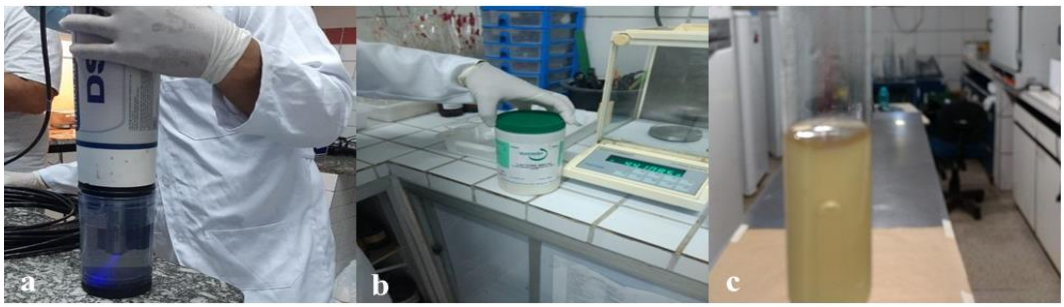
Tabela 9 - Relação de métodos de análise por parâmetro

| **Parâmetros** | **Método de Análise** |
|---|---|
| Coliformes Termotolerantes | Tubos Múltiplos |
| Clorofila (Cla) | Sonda Multiparâmetros Hydrolab, Modelo DS5 |
| Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_{5,20}$) | APHA 2017[1] |
| Fósforo Total ($F_T$) | APHA 2017[1] |
| Nitrogênio Total ($N_T$) | APHA 2017[1] |
| Oxigênio Dissolvido (OD) | Sonda Multiparâmetros Hydrolab, Modelo DS5 |
| pH | Sonda Multiparâmetros Hydrolab, Modelo DS5 |
| Sólidos Totais (ST) | APHA 2017[1] |
| Turbidez | Sonda Multiparâmetros Hydrolab, Modelo DS5 |

[1]Standard Methods for the examination of water and wastewater (APHA), 23th ed., 2017.
Fonte: Autoria própria, 2022.

Os parâmetros: Clorofila (Cla); Oxigênio Dissolvido (OD); pH; e Turbidez (Figura 12), foram analisados em triplicata. A obtenção da temperatura da água "*in situ*", não foi possível em virtude dos empecilhos no deslocamento da sonda multiparâmetros utilizada nesse estudo.

Figura 12 - a) Sonda multiparâmetros utilizada; b) Preparação do caldo lactosado para a análise de Coliformes Termotolerantes; c) Método dos tubos múltiplos para a determinação de Coliformes Termotolerantes




Fonte: Acervo pessoal, 2022.

Os parâmetros: Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_{5,20}$); Fósforo Total ($F_T$); Nitrogênio Total ($N_T$); e Sólidos Totais (ST) foram obtidos de acordo com os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). A determinação de Coliformes Termotolerantes foi obtida através do método dos tubos múltiplos (Figura 12) (CETESB, 2018). Para a obtenção da relação N/F (Nitrogênio/Fósforo) dividiu-se a concentração obtida do $N_T$ pela $F_T$.

### 4.2.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Para a determinação da quantidade de oxigênio consumido durante a decomposição da matéria orgânica utilizou-se o equipamento *oxidirect*, que consiste em um sistema de medição respirométrico. As análises foram realizadas em duplicata utilizando-se 438 Ml da amostra e 10 gotas de inibidor de nitrificação ATH (inibidor de nitrificação *B Allyl Thiureia*). Posteriormente o *oxidirect* foi incubado em estufa a 20 ºC por cinco dias (APHA, 2017).

### 4.2.5 Fósforo total (FT)

Para a determinação do $F_T$ utilizou-se um espectrofotômetro UV-Visível a 725 mm, com uma cubeta de vidro de 1 cm de percurso óptico (APHA, 2017). Primeiramente adicionou-se 10 ml da mistura 1:1 (v/v) de ácido nítrico (65%, m/v) e ácido perclórico (72%, m/v) em 50 ml de água amostrada. Posteriormente as amostras foram colocadas em chapas aquecedoras a 150 ºC até quase secura (APHA, 2017). Após essa etapa, realizou-se a filtragem do conteúdo em papel filtro quantitativo, marca *Quanty JP* nº 41. Os filtrados foram vertidos em balões volumétricos de 50 ml com reagente de formação de cor para fosfato e 2 ml da solução de ácido ascórbico a 2% (m/v) (APHA, 2017). Após 10 minutos da adição dos reagentes, as concentrações das amostras foram determinadas utilizando o espectrofotômetro (APHA, 2017).

### 4.2.6 Nitrogênio total (NT)

A determinação de nitrogênio total foi realizada pelo método de Kjeldahl, através de três etapas: digestão, destilação e titulação. Inicialmente, foi adicionado 10 ml de amostra de água no balão Kjeldahl com 0,3 g de ácido salicílico comercial, a mistura foi feita com movimentos circulares, seguida de repouso por 30 minutos (APHA, 2017). Posteriormente, foi adicionado 10 ml da mistura digestora de sulfato de potássio, sulfato de cobre e ácido sulfúrico, de modo que a digestão foi realizada em uma temperatura igual a 380 ºC, até o extrato se tornar transparente e levemente esverdeado (APHA, 2017). Em seguida, digeriu-se por mais 30 minutos e após o resfriamento foi adicionada 50 ml da amostra de água lentamente (APHA, 2017).

Para a etapa de destilação, 10 ml da mistura de hidróxido de sódio (50%, m/v) e tiossulfato de sódio (2,5%, m/v) foram adicionados ao extrato digerido, em seguida, adicionou-se 50 ml de hidróxido de sódio (40%, m/v) a 50 ml do extrato digerido (APHA, 2017). Na saída do condensador, adaptou-se um frasco de Erlenmeyer de 125 ml com 10 ml de solução indicadora de ácido bórico (2%, m/v) (APHA, 2017). O tubo de saída foi mergulhado dentro da solução para que não houvesse perda de nitrogênio. Por arraste de vapor d'água, foi feita a destilação à vazão de 6 a 10 ml por minuto e à temperatura de até 35 ºC. Após a obtenção de 75 ml de destilado, foi realizada a titulação do mesmo com a solução de ácido sulfúrico a 0,1 $mol.L^{-1}$, até o aparecimento da cor púrpura- avermelhada (APHA, 2017)

### 4.2.7 Sólidos totais (ST)

Primeiramente, cadinhos de 50 ml foram colocados em estufa em uma temperatura de 103-105 ºC por uma hora (APHA, 2017). Em seguida, a massa inicial dos recipientes foi obtida utilizando uma balança analítica. Posteriormente, 50 ml de amostra de água foram adicionados nos cadinhos previamente pesados, que passaram por um processo de desidratação em banho maria (APHA, 2017). Por fim, os cadinhos foram novamente colocados em estufa para a secagem do material residual a 103-105 ºC, por uma hora (APHA, 2017). Após decorrido esse tempo, os mesmos foram retirados da estufa e colocados em dessecador para posterior determinação da massa em balança analítica (APHA, 2017).

### 4.2.8 Coliformes Termotolerantes

O método dos tubos múltiplos (TM) para determinação de coliformes termotolerantes ocorrem em duas etapas. Na primeira etapa 10 ml da amostra de água foram adicionados em 5 tubos de ensaio contendo caldo lactosado de concentração dupla, constituindo a concentração 1:1; 1 ml da amostra foram adicionados em 5 tubos de ensaio contendo caldo lactosado de concentração simples, constituindo a concentração 1:10; 0,1 ml de amostra de água foram adicionadas em 5 tubos de ensaio com caldo lactosado de concentração simples, constituindo a concentração 1:100. Após a inoculação, os tubos de ensaio foram colocados em incubação a 35 ± 0,5 °C durante 24/48 horas (CETESB, 2018).

Para segunda etapa, verificou se houve a formação de gás dentro do tubo de Durhan contidos nos tubos de ensaio inoculados. Se verificada a formação de gás seguiu-se para o teste confirmativo, inoculando com o auxílio de uma alça de platina o conteúdo dos tubos positivos em tubos de ensaio contendo meio de cultura EC. Os tubos inoculados foram deixados em banho-maria a 44,5 ± 0,2 °C durante 24 ± 2 horas. Os tubos que tiveram novamente a formação de gás no tubo Durhan foram considerados positivos para Coliformes Termotolerantes. Os resultados foram expressos em NMP (número mais provável), com limite de confiança de 95% (CETESB, 2018).

### 4.2.9 Índice de Qualidade da Água (IQA)

Para a determinação do índice de qualidade da água (IQA), utilizou-se os pesos e subíndices descritos pela CETESB (2020), para cada um dos nove parâmetros analisado. A Tabela 10 contém a classificação do IQA e a Equação 5 demonstra o cálculo realizado.

Tabela 10 - Classificação do índice de qualidade da água (IQA)

| **Categoria** | **Ponderação** |
|---|---|
| Ótima | 79 < IQA ≤ 100 |
| Boa | 51 < IQA ≤ 79 |
| Regular | 36 < IQA ≤ 51 |
| Ruim | 19 < IQA ≤ 36 |
| Péssima | IQA ≤ 19 |

Fonte: CETESB (2020)

$$IQA = i = 1n\Pi\, q_i^{wi} \quad (5)$$

Onde:
IQA = Índice de Qualidade da Água;
qi = qualidade do i-ésimo parâmetro, um n“mero entre 0 e 100, obtido da respec”iva "curva média de variação de qualidade", em função de sua concentração ou medida (CETESB, 2020);
wi = peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade (CETESB, 2020).

### 4.2.10 Índice de Estado Trófico (IET)

Para o cálculo do Índice de Estado Trófico utilizou-se a metodologia proposta por Lamparelli (2004), a qual define que o IET deverá ser composto pelo Índice do Estado Trófico para o Fósforo – IET(PT) e o Índice do Estado Trófico para a Clorofila a – IET(CL), de modo que tais índices são estabelecidos para ambientes lóticos e lênticos (CETESB, 2020). A Equação 6 demonstra o cálculo do IET(PT) e a Equação 7 demonstra o cálculo para o IET(CL), ambos para ambientes lóticos (LAMPARELLI, 2004; CETESB, 2020). O resultado do cálculo do IET se dá pela média aritmética dos dois valores obtidos, IET (PT) e IET (CL), demonstrada na Equação 8. A Tabela 11 demonstra a classificação do IET (CETESB, 2020).

$$IET\ (CL) = 10 * (6 - ((-0{,}7 - 0{,}6 * (ln\ CL)/ln\ 2)) - 20 \quad (6)$$

$$IET\ (PT) = 10x(6 - ((0{,}42 - 0{,}36x(ln\ PT))/ln\ 2)) - 20 \quad (7)$$

$$IET = [IET\ (PT) + IET\ (CL]/2 \quad (8)$$

Onde:

PT = concentração de Fósforo total em μg.Ll$^{-1}$;

CL = concentração de Clorofila a em μg.L$^{-1}$;

ln = logaritmo natural.

Tabela 11 - Classificação do Índice de Estado Trófico (IET)

| **Categoria** | **Ponderação** |
|---|---|
| Ultraoligotrófico | IET ≤ 47 |
| Oligotrófico | 47 < IET ≤ 52 |
| Mesotrófico | 52 < IET ≤ 59 |
| Eutrófico | 59 < IET ≤ 63 |
| Supereutrófico | 63 < IET ≤ 67 |
| Hipereutrófico | IET > 67 |

Fonte: CETESB (2020).

### 4.2.11 Análise das componentes principais (ACP)

Para elaboração da análise das componentes principais foram elencadas as variáveis dos parâmetros de qualidade da água nas cinco sub-bacias, onde se observou os parâmetros mais significativos que se correlacionaram com as sub-bacias.

Considerada como técnica de transformação de variáveis que se correlacionam com outras variáveis do estudo e descrevem a variabilidade total existente, com o mesmo número de eixos originais, porém não mais correlacionados entre si, indicando um padrão que poderá ser interpretado (BERNANDI, *et al.*, 2009).

## 4.3 Resultados e Discussão

Os resultados para o IQA obtidos nos cinco pontos amostrais variaram entre “Regular” e “Ruim” (Tabela 12).

Tabela 12 - Classificação do Índice de Qualidade da Água

| Pontos | Descrição | IQA | Classificação |
|---|---|---|---|
| P1 | Baixo Pequiá | 35 | Ruim |
| P2 | Médio Pequiá | 38 | Regular |
| P3 | Córrego Mosquito | 38 | Regular |
| P4 | Córrego Brejão | 36 | Ruim |
| P5 | Alto Pequiá | 38 | Regular |

Fonte: Autoria própria, 2022.

Considerando que as alterações no uso e ocupação da terra degradam a qualidade da água (SILVA; CASÉ; LOPES, 2019; SIMONETTI *et al*., 2019), é possível inferir que os pontos amostrados que tiveram sua classificação como "Ruim" sofrem influência antrópica, uma vez que o Córrego Brejão percorre o perímetro urbano da cidade de São Francisco do Brejão, enquanto que o Córrego Pequiá, até se encontrar com o Rio Açailândia na porção baixa da bacia hidrográfica, percorre áreas residenciais, rurais e industriais.

As porções alto e média do Córrego Pequiá, assim como no Córrego Mosquito, possuem predomínio da atividade agropecuária e silvicultural, sendo verificado a presença de mata ciliares em alguns pontos ao longo dos córregos. Desse modo, podemos afirmar que a presença da vegetação ripária contribui para a manutenção da qualidade da água, uma vez que matas ciliares desempenham funções ecológicas relevantes, como a filtragem de nutriente e sedimentos (SILVA; ALBUQUERQUE FILHO; SALES; LOURENÇO, 2017; SALES *et al.*, 2021).

Considerando o predomínio do desenvolvimento de atividades econômicas do setor primário na região estudada, é recomendado que políticas públicas sejam desenvolvidas a fim de incentivar a conservação dessas áreas, uma vez que a integridade de matas ciliares pode estar correlacionada com o desenvolvimento socioeconômico de determinada região (SALES *et al*., 2021).

Quanto ao IET (Tabela 13), com exceção do ponto P1, todos os pontos apresentaram estado "Eutrófico" (Figura 13), provavelmente pela maior disponibilidade e concentração de matéria orgânica, assim como pela presença de macrófitas (LAMPARELLI, 2004; CETESB, 2020; ANA, 2018).

Tabela 13 - Classificação Índice de Estado Trófico

| Pontos | Descrição | Fósforo (mg/L) | Clorofila (µg/L) | IET | Classificação |
|---|---|---|---|---|---|
| P1 | Baixo Pequiá | 22,33 | 0,11 | 58 | Mesotrófico |
| P2 | Médio Pequiá | 44,31 | 0,11 | 60 | Eutrófico |
| P3 | Córrego Mosquito | 33,53 | 0,17 | 61 | Eutrófico |
| P4 | Córrego Brejão | 29,3 | 0,14 | 60 | Eutrófico |
| P5 | Alto Pequiá | 46,25 | 0,15 | 62 | Eutrófico |

Fonte: Autoria própria, 2022.

Corpos hídricos em que o processo de eutrofização esteja plenamente estabelecido, é esperado que o IET seja influenciado pelo índice de Clorofila (LAMPARELLI, 2004). Contudo, caso esse processo seja limitado por fatores ambientais, o fósforo atuará de forma mais significativa, de modo que o aumento no estado de trofia em ambientes aquáticos pode ser explicada pelos processos de lixiviação de nutrientes e carreamento dos mesmos para corpos d'água através do escoamento superficial (BEGHELLI *et al.*, 2016), assim como em virtude do descarte de esgotos domésticos sem tratamento (PINHEIRO; SALDANHA; MONTE, 2019).

Figura 13 - (a) Presença de macrófitas nas sub-bacias do Córrego Brejão; (b) e Médio Pequiá

Fonte: Acervo pessoal, 2022.

Os resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos analisados são apresentados na Tabela 14. De acordo com a Resolução CONAMA 357/05, enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces são consideradas em seu enquadramento como "Classe 2" (BRASIL, 2005).

Tabela 14 - Resultados obtidos para cada parâmetro físico-químico e ponto avaliado

| Parâmetros | VM | | | | | DP | | | | | CV | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **P1** | **P2** | **P3** | **P4** | **P5** | **P1** | **P2** | **P3** | **P4** | **P5** | **P1** | **P2** | **P3** | **P4** | **P5** |
| Clorofila (µg/L) | 0,11 | 0,11 | 0,17 | 0,14 | 0,15 | 0,02 | 0,01 | 0,03 | 0,03 | 0,01 | 13,48 | 9,09 | 18,33 | 21,12 | 3,94 |
| $DBO_{5,20}$ | 5,35 | 5,83 | 5,76 | 5,62 | 5,92 | 0,04 | 0,02 | 0,02 | 0,01 | 0,01 | 0,71 | 0,26 | 0,30 | 0,10 | 0,20 |
| $F_T$ (mg/L) | 22,33 | 44,31 | 33,53 | 29,30 | 46,25 | 0,03 | 0,03 | 0,03 | 0,02 | 0,01 | 0,13 | 0,06 | 0,09 | 0,07 | 0,01 |
| $N_T$ (mg/L) | 22,06 | 21,06 | 27,97 | 23,00 | 48,62 | 0,04 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,02 | 0,17 | 0,05 | 0,04 | 0,04 | 0,04 |
| OD (mg/L) | 3,95 | 3,84 | 4,60 | 4,11 | 3,57 | 0,02 | 0,01 | 0,02 | 0,02 | 0,18 | 0,39 | 0,26 | 0,43 | 0,37 | 5,02 |
| pH | 5,52 | 5,50 | 4,98 | 5,26 | 5,26 | 0,02 | 0,01 | 0,05 | 0,03 | 0,03 | 0,28 | 0,10 | 0,90 | 0,58 | 0,61 |
| ST (mg/L) | 88,05 | 62,32 | 74,12 | 28,17 | 55,33 | 0,05 | 0,54 | 0,03 | 0,06 | 3,06 | 0,05 | 0,87 | 0,03 | 0,22 | 5,52 |
| Turbidez (NTU) | 15,90 | 16,43 | 16,40 | 16,30 | 16,30 | 0,10 | 0,06 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,63 | 0,35 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |

Legenda: DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio; FT = Fósforo Total; NT = Nitrogênio Total; OD = Oxigênio Dissolvido; ST = Sólidos Totais; VM = Valor Médio; DP = Desvio Padrão; CV = Coeficiente de Variação; P1 – Baixo Pequiá; P2 – Médio Pequiá; P3 – Córrego Mosquito; P4 – Córrego Brejão; P5 – Alto Pequiá.
Fonte: Autoria própria, 2022.

De acordo como a Resolução CONAMA 357/05, o valor máximo permitido (VMP) para corpos d'água Classe 2 para Turbidez é de 100 NTU, de modo que todos os pontos analisados se enquadravam no VMP. Um estudo realizado na bacia hidrográfica do Rio Paciência, no município de São Luís no Estado do Maranhão, demonstrou que todos os valores analisados para Turbidez estiveram acima de 100 NTU, correlacionando o aumento da Turbidez com o aumento no consumo de OD, possivelmente pela decomposição da matéria orgânica (ROCHA; PINHEIRO; SOUSA; BEZERRA, 2021).

Para este estudo, os valores de OD para todas as médias amostrais estiveram abaixo do estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, onde o valor mínimo necessário para o enquadramento nas Classes 2 é de 5 mg/L (BRASL, 2005). As baixas concentrações de OD indicam a presença de carga orgânica, provavelmente provenientes de efluentes domésticos (PINHEIRO; SALDANHA; MONTE, 2019), mesmo que os valores de Turbidez tenham se mostrado dentro do esperado. Há de se considerar também a presença de macrófitas em alguns dos pontos amostrados, pois elas podem influenciar na diminuição da concentração de OD em virtude do aumento na produção e consumo de matéria orgânica (PINHEIRO; SALDANHA; MONTE, 2019).

Em relação à DBO, todos os pontos analisados apresentaram concentrações superiores a 5 mg/L, conforme esperado para corpos d'água Classe 2 (BRASIL, 2009). Porém, esses valores se encontram próximos ao mínimo recomendado pela legislação vigente, alertando e voltando a trazer à tona a questão de que intervenções antrópicas podem estar

contribuindo para a redução do OD e da DBO (SILVA; CASÉ; LOPES, 2019) de forma gradativa à medida que essas intervenções ocorrem.

Os valores para ST podem ter sido influenciados pelo período sazonal em que as coletas foram realizadas (período seco), o que nos leva a inferir que ocorreu menor carreamento de particulados sólidos para o rio, mantendo os valores dentro dos padrões preconizados pela resolução CONAMA 357/05 (VMP = 500 mg/L) (BRASIL, 2005). Um estudo realizado por Marques, Silva Filho, Souza e Gomes (2017), na bacia hidrográfica do Rio São João no Estado do Rio Janeiro, verificou que uma maior concentração de material particulado ocorre no período chuvoso. Outros autores também apontam a relação da concentração de sólidos totais com a presença de sedimentos provenientes do transbordamento de caixas de retenção, da erosão de riachos e de estradas rurais (CARVALHO *et al.*, 2015; CRISPIM *et al*., 2019).

Os valores de pH médios obtidos das amostras variaram entre 5,0 a 5,5, estando fora do padrão estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005). Contudo, rios amazônicos tendem a ter águas mais ácidas devido ao acúmulo de matéria orgânica no leito dos rios e consequente decomposição por bactérias, onde ocorre a formação de ácidos que alteram a solubilidade do pH (CORADI; FIA; PEREIRA-RAMIREZ, 2009). A diminuição do pH é influenciada pela formação de gás carbônico presente na água e pela elevada concentração de ácidos orgânicos dissolvidos (KOCH *et al.*, 2017), processo comum em áreas onde há vegetação circundante existente nas margens de rios (COSTA *et al*., 2021; SILVA; GUTJAHR; BRAGA, 2021).

Considerando as concentrações de $N_T$ e de $F_T$, todos os pontos amostrados estão acima do VMP recomendado na Resolução CONAMA 357/05, que define que corpos d'água Classe 2 devem possuir VMP para o $N_T$ igual 3,7 mg/L, em pH $\leq$ 7,5, e para o $F_T$ o VMP é igual a 0,1 mg/L. Os altos valores podem ter sofrido influência da sazonalidade, pois no período analisado as concentrações nos pontos de coleta variaram entre 223,3 à 462,5 vezes acima do VMP (MARQUES; SILVA FILHO; SOUZA; GOMES, 2017). Quanto à concentração de Clorofila, os resultados mostraram que os pontos amostrados apresentaram valores abaixo de 10 µg/L, estando de acordo com os padrões estabelecidos na Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005).

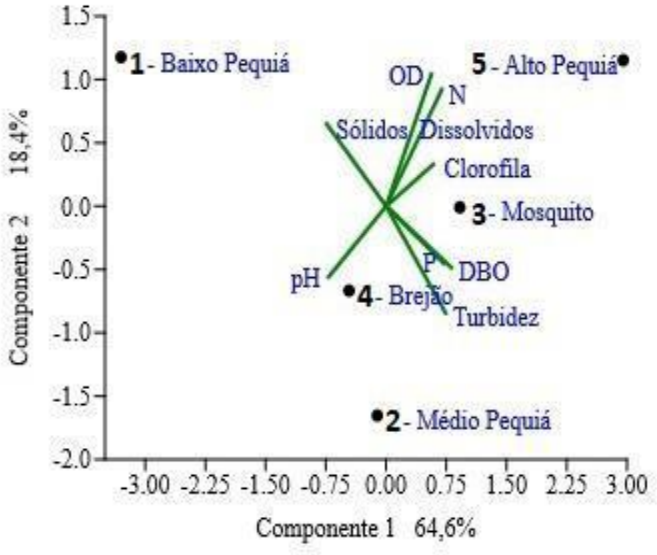
A Relação N/F apresentou em todos os pontos amostrados a fração nitrogenada menor que 10. Relação N/F baixas podem favorecer o crescimento de florações de cianobactérias em virtude do aumento da concentração de Fósforo na água (VIDAL; CAMPELO NETO, 2014; RILEY; SILVA, JESUS; SANTOS, 2022). Considerando que os processos de lixiviação, escoamento superficial e taxas de diluição influenciam as cargas de

nutrientes, e a sua relação com a sazonalidade, conforme Beghelli *et al.* (2016), é possível que os efeitos do transporte de nutrientes que ocorreram no verão tenham sido potencializados pelo descarte de esgotos que ocorreram durante o período seco, impactando inclusive no estado trófico dos corpos hídricos no inverno (BEYRUTH, 2000).

A análise de Coliformes Termotolerantes apresentou valores maiores ou iguais a 1600 NMP, sendo esse um dado preocupante, pois na região existem quatro balneários utilizados pela população local como formas de lazer. Esse resultado corrobora com dados de uma pesquisa realizada em balneários inseridos na bacia hidrográfica do Córrego Pequiá, que também verificou valores de Coliformes Termotolerantes maiores ou iguais 1600 NM, considerando tais locais impróprios para balneabilidade (SANTOS *et al*., 2021). Ferreira, Queiroz, Silva e Andrade (2017) sugerem que tal concentração se deve à falta de saneamento básico da região.

A análise de componentes principais (ACP) foi aplicada para avaliação do conjunto de dados multivariados (Figura 14). A primeira componente principal representou 64,6% da variabilidade dos dados e a segunda componente 18,4%. A verificação de paridade ou desigualdade dentro do conjunto de dados das cinco amostras, demonstrou que parâmetro pH está negativamente correlacionado com as concentrações de $F_T$, DBO e Turbidez (Figura 14). Na componente 1 a DBO foi o parâmetro mais significativo. Para a componente 2 o OD foi mais significativo, enquanto a componente 3 foi mais expressiva para $F_T$; por fim, para a componente 4 o pH foi mais relevante (Tabela 15).

Figura 14 - Análise de Componentes Principais para as variáveis do índice de qualidade da água (IQA)




Fonte: Autoria própria, 2022.

Tabela 15 - Resultados da análise dos componentes principais

| | CP 1 | CP 2 | CP 3 | CP 4 |
|---|---|---|---|---|
| OD | 0,29 | **0,53** | 0,32 | 0,47 |
| $N_T$ | 0,35 | 0,47 | 0,17 | -0,26 |
| $F_T$ | 0,36 | -0,23 | **0,48** | 0,04 |
| DBO | **0,41** | -0,24 | 0,19 | 0,15 |
| Clorofila | 0,30 | 0,17 | -0,64 | 0,46 |
| pH | -0,36 | -0,28 | 0,28 | **0,66** |
| ST | -0,37 | 0,33 | 0,33 | -0,12 |
| Turbidez | 0,37 | -0,43 | 0,03 | -0,17 |

Legenda: CP = Componente Principal; OD = Oxigênio Dissolvido; NT = Nitrogênio Total; FT = Fósforo Total; DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio; ST = Sólidos Totais.
Fonte: Autoria própria.

Os parâmetros mais significativos nas componentes 1, 2, 3 e 4 estão correlacionados com o desenvolvimento das atividades socioeconômicas da região, caracterizadas pela produção agrossilvipastoril, uma vez que a diversidade nos usos e ocupações da terra contribuem para o aumento na carga de nutrientes e sedimentos nos corpos d'água (SILVA; ALBUQUERQUE FILHO; SALES; LOURENÇO, 2017; SILVA; CASÉ; LOPES, 2019; SIMONETTI *et al.*, 2019).

O parâmetro Coliformes Termotolerantes não foi considerado na ACP devido ao seu alto valor e por não haver diferença nos resultados entre os pontos amostrados. Porém, os valores são altamente sugestivos para indicação de despejo irregular de esgoto sanitário na área estudada, intensificando os efeitos dos impactos da diversificação dos usos e ocupações da terra ao redor dos pontos amostrados, degradando a qualidade da água e evidenciando os efeitos da ação humana na bacia hidrográfica estudada, bem como em suas sub-bacias hidrográficas, impactam negativamente nos índices estudados.

## 4.4 Conclusão

A análise de componentes principais, revela que DBO; OD; $F_T$; e pH foram os fatores mais significativos e influentes na qualidade da água, evidenciando os efeitos da ação humana na área estudada e impactando negativamente nos índices estudados.

Os pontos que tiveram sua classificação no IQA como "Ruim" sofrem influência antrópica, uma vez que os córregos desses pontos amostrados percorrem não apenas áreas com predomínio de uso da terra agrícola, mas também percorrem áreas urbanas.

Também entendemos que os pontos amostrados que apresentaram IET igual a “Eutrófico”, sofreram influência do período sazonal analisado, da presença de macrófitas, e da carga de nutrientes provenientes do descarte de esgotos que contribuíram para o processo de eutrofização. Portanto, sugere-se que o monitoramento das águas superficiais ocorre em diferentes períodos sazonais, sendo recomendável a realização de novos levantamentos, uma vez que os parâmetros e os índices apontaram fontes antrópicas de contaminação.

# 5 ÍNDICE DE VEGETAÇÃO E DA TEMPERATURA DA SUPERFÍCIE TERRESTRE NA BACIA DO CÓRREGO PEQUIÁ: 1984 E 2020

## 5.1 Introdução

A expansão demográfica no Brasil iniciada na década de 60 e 70 promoveu um elevado processo de migração e ocupação desordenada em alguns municípios maranhenses. Neste período, com a abertura da Estrada Belém – Brasília, grupos de pessoas oriundas de outros estados, em sua maioria de Minas Gerais e Bahia, se instalaram ao longo das obras das rodovias, onde iniciou o processo de crescimento habitacional na região.

O desenvolvimento do município de Açailândia, anteriormente um distrito de Imperatriz, foi através da extração madeireira, exploração do ouro, agricultura de subsistência e pecuária. Posteriormente, com a instalação do polo industrial siderúrgico na década de 90, houve o aumento do desmatamento na bacia do Pequiá, propiciando um crescimento urbano e rural que desencadeou as alterações ambientais verificadas (COSTA, 2022). Já em São Francisco do Brejão o desenvolvimento esteve atrelado a extração madeireira, ao setor pecuário e posteriormente a construção da ferrovia norte-sul o que promoveu a conversão de grandes áreas para criação extensiva (VALE, 2012).

Diante de tal cenário existe a necessidade de analisar parâmetros da superfície na bacia, possibilitando o entendimento sobre as alterações ambientais e comprovando se ocorreu o aumento da cobertura vegetal ou diminuição atrelado ao aumento das atividades antrópicas. O uso de ferramentas relacionadas às geotecnologias como o caso do sensoriamento remoto, possibilita a realização das análises de Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e Temperatura da Superfície do Solo (TOFFOLLI; RODRIGUES JUNIOR; FERREIRA, 2020).

Observando possíveis formações de ilhas de calor, formadas por áreas com elevada densidade populacional, que atualmente são pontuais na sub-bacia de baixo Pequiá e Brejão, a gestão municipal terá um papel importante na criação de áreas verdes futuras otimizando dessa forma o conforto térmico da população com a garantia da melhoria do ambiente (ALMEIDA *et al.*, 2021).

O modo multitemporal gera informações relevantes sobre a dinâmica da região quando relacionando os dados de emissidade em busca das razões da mudança de temperatura da superfície e os principais usos do solo (MATIAS; SILVA; TENEDÓRIO, 2018). Assim, o presente estudo objetiva analisar a cobertura vegetal utilizando o NDVI e temperatura da

superfície do solo na bacia do córrego Pequiá no estado do Maranhão em dois períodos (1984 e 2020) através da análise de imagens dos satélites Landsat 8 e 5 utilizando bandas termais 10 e 6.

## 5.2 Material e Métodos

### 5.2.1 Obtenção dos dados

Para o desenvolvimento destes estudos foram utilizadas imagens dos satélite™ Landsat 5, sensores *Thematic Mapper* (TM) na data de 18 de junho de 1984 e Landsat 8, Sensor Operacional Land Imager (OLI) da data de 23 de julho de 2020, correspondente as cenas 223/63 e 223/64, descarregados a partir da plataforma *Earth Explorer da United States Geological Survey* (USGS) considerando o período de menor percentual de cobertura por nuvens, que compreendeu o período seco, para o cálculo do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e para Temperatura de Superfície Terrestre (TST). Posteriormente, os dados foram corrigidos usando como referência WGS84, projetados para UTM, SIRGAS 2000, Zona 23S.

Para a elaboração do arquivo RGB foram utilizadas as bandas 5, 4 e 3 (Landsat 5) e 6, 5 e 4 (Landsat 8), onde para o cálculo do NDVI as bandas 4 vermelho e 5 infravermelho próximo foram utilizadas, bem como os fatores aditivo e multiplicativo das bandas 6 (Landsat 5) e 10 (Landsat 8) para a obtenção do arquivo raster de Temperatura da Superfície Terrestre (TST). As resoluções espaciais de 30 metros para as bandas termais foram disponibilizadas pela USGS, onde as imagens foram trabalhadas em 16 bits.

### 5.2.2 Índice de vegetação

Para cálculo do índice de vegetação, nesse estudo foi utilizado o NDVI que associa as bandas infravermelho próximo (NIR) e possibilita maior reflectância e as bandas vermelhas com baixa reflectância, segundo Costa, Nunes e Ampatzidis (2020), possibilitando a análise da densidade da cobertura vegetal em relação a área estudada (PEREIRA *et al.*, 2015).

Para o cálculo do NDVI foi utilizada a Equação 9.

$$NDVI = \frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED)} \qquad \text{Equação (9)}$$

Onde o:
NIR = corresponde a banda do infravermelho próximo;
RED = é a banda do vermelho.

Os valores deste índice de vegetação variam de -1 para +1, quanto maior o índice, maior será a densidade da vegetação e produção fontossintética. Após o tratamento das cenas e a composição do mosaico, realizou-se o recorte das sub-bacias para a análise dos dados.

Para a obtenção do percentual de vegetação foi utilizada a Equação 10.

$$PV = (\frac{NDVI - NDVImin}{NDVImax - NDVImin})^2 \quad \text{Equação (10)}$$

Onde:
PV = Percentual de Vegetação;
NDVI = Índice de Vegetação por Diferença Normalizada;
NDVI Min e Max = Valores obtidos a partir da geração do NDVI.

A Equação 11 foi utilizada para determinar a emissividade da superfície terrestre.

$$E = 0{,}004 * PV + 0{,}986 \quad \text{Equação (11)}$$

Onde:
PV = Percentual de Vegetação

### 5.2.3 Temperatura

Para esta etapa foram utilizadas as imagens do Landsat 5 banda 6 e Landsat 8 banda 10. Primeiramente foi realizado o recorte na área de estudo e posteriormente foi realizada a conversão do nível de cinza (NC) para radiância e posteriormente se determinou a temperatura em Kelvin, de acordo com as Equações 12 e 13.

$$L\lambda = MLQcal + AL \quad \text{Equação (12)}$$

Onde:

Lλ = Radiância Espectral do sensor de abertura em Watts/ (m² sr μm);

ML = Fator multiplicativo de redimensionamento da banda termal;

Qcal = Valor quantizado calibrado pelo pixel na banda termal e

AL = Fator de redimensionamento adtivo específico da banda termal.

Tabela 16 - Fatores aditivo e multiplicativo das bandas 10 (Landsat 8 e 6) (Landsat 5)

| Qcal | AL | ML |
|---|---|---|
| Banda 10 | 0,10000 | 3.3420e-04 |
| Banda 6 | 1,18243 | 5.5375E-02 |

Fonte: Autoria própria, 2022.

Após da obtenção dos dados em radiância, foi utilizado a Equação 13, para análise da temperatura em Kelvin

$$T = \frac{k^2}{lnln\left(\left(\frac{k1}{L\gamma}\right)+1\right)} - 275{,}15 \qquad \text{Equação (13)}$$

De forma que,

TB = Temperatura de brilho no topo da atmosfera (°C);

Lλ = Radiância Espectral do sensor de abertura em Watts/ (m² sr μm);

$K_1$ e $K_2$ = Constantes de Calibração em Kelvin.

Foi utilizado o software QGIS 3.16 na análise dos dados e para confecção dos mapas. Os valores utilizados na Equação 13 para as constantes K1 e K2 das bandas 10 e 6 foram obtidas pelas informações disponibilizadas nos metadados das cenas (Tabela 17).

Tabela 17 - Valores das constantes para banda 10 e 6

| Sensores | Constantes | Valores |
|---|---|---|
| Landsat 8 OLI | K1 | 774,8853 |
| | K2 | 1321,0789 |
| Landsat 5 TM | K1 | 607,7600 |
| | K2 | 1260,5600 |

Fonte: Autoria própria, 2022.

Para obtenção da Temperatura da Superfície Terrestre (TST), corrigida pela emissidade em ºC foi utilizada a Equação 14:

$$TST = \frac{TB}{1} + \left(L\lambda * \frac{TB}{p}\right) * ln\ (E) \qquad \text{Equação (14)}$$

TST = temperatura corrigida pela emissividade, com ºK convertidos em ºC;
TB = temperatura do brilho no sensor;
Lλ = é o comprimento de onda da radiância emitida;
P = h * c/σ (1.438 × 10−2 m k),
σ = constante de Boltzmann (1.38 × 10−23 J/K),
h = constante de Planck (6.626 × 10−34 Js) e,
c = velocidade da luz (2,998 × 108 m/s), conforme Matias, Estanquero e Tenedório (2018).

### 5.2.4 Método de Pearson

Após a elaboração dos mapas temáticos de NDVI e Temperatura da Superfície Terrestre referente aos anos de 1984 e 2020, um arquivo formato *shapefile* com 125 pontos distribuídos aleatoriamente por toda a bacia foi gerado, que possibilitou a realização dos cálculos estatísticos e da matriz de correlação de Pearson, com os dados obtidos através da tabela de atributos do QGIS.

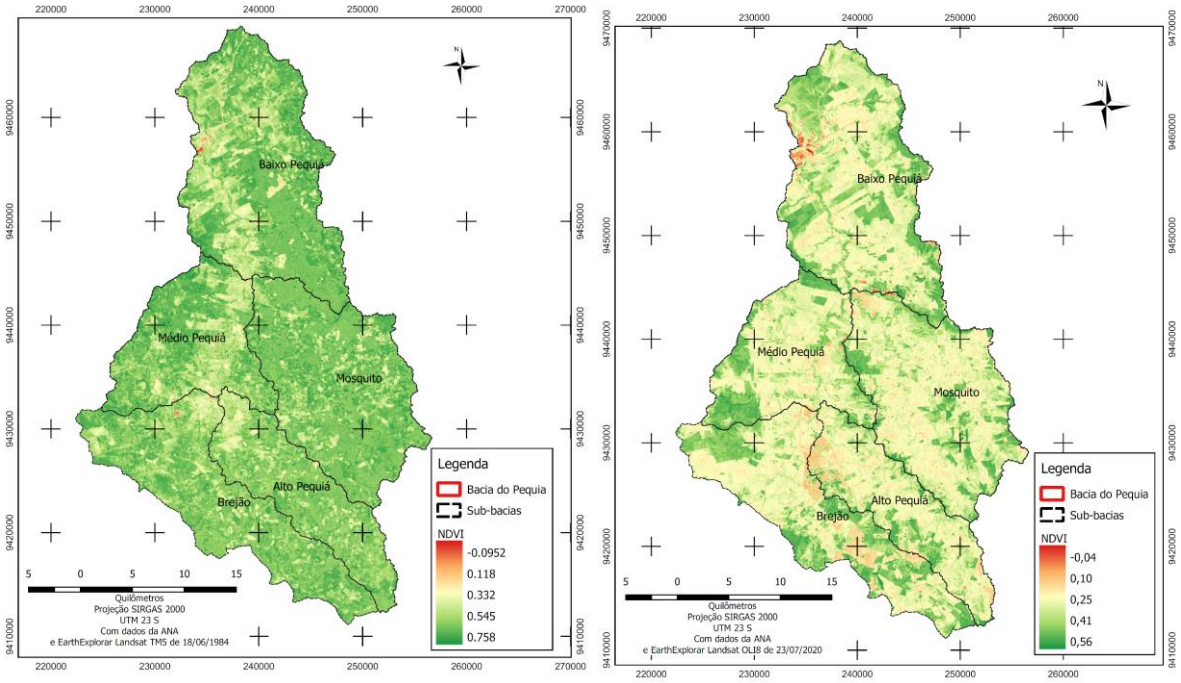
Os dados para pesquisa foram tabulados no software excel e posteriormente inseridos no jamovi versão 1.6.23, onde foi realizada a estatística descritiva e matriz de correlação.

## 5.3 Resultados e Discussão

O período definido para as imagens foi em relação a dois cenários distintos na bacia, sendo a primeira, em 1984, área utilizada para agricultura de subsistência e ainda pouco habitada e, no ano de 2020, onde já existiam as unidades fabris da indústria siderúrgica, que iniciaram suas obras na década de 90, plantios de *Eucalyptus* sp, o fortalecimento da pecuária e produção de grãos. Atualmente na bacia do córrego Pequiá existem plantios de *Eucalyptus* sp que fornecem madeira para carvão, utilizado no processo de produção do ferro gusa e polpa celulósica para produção de papel.

O NDVI (Figura 15) obtido no período de estiagem da bacia do córrego Pequiá, apresentou valores que variaram entre -0,0952 a 0,758 no ano de 1984, sendo que os valores mais altos predominaram na análise, o que possibilitou observar a existência de maior adensamento da vegetação na área naquele ano. Alguns pontos com coloração amarelada mostraram a alteração da vegetação, possivelmente por pastagens e culturas sazonais e poucos pontos vermelhos, que foi analisado solos expostos próximos as áreas residenciais no momento a obtenção da cena.

Figura 15 - NDVI no ano de 1984 e 2020 da Bacia Hidrográfica do Pequiá




Fonte: Autoria própria, 2022.

O índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) por ser um dos índices mais amplamente utilizados para o monitoramento no espaço-tempo da vegetação, permitem também a realização de estudos ecoclimatológicos (DAGNACHEW; KEBEDE; MOGES; ABEBE, 2020).

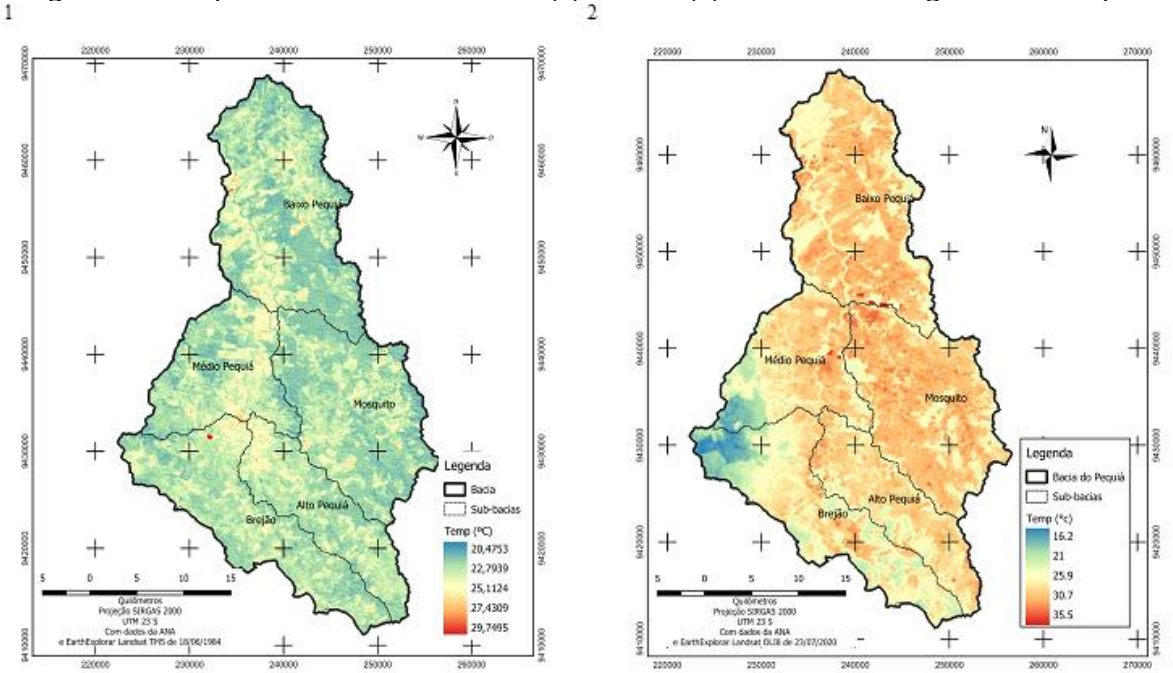
Para o ano de 2020 (Figura 15) já se observa a completa alteração, onde o NDVI variou de -0,04 a 0,56 mostrando que a maior parte da bacia se apresenta com coloração amarelada na faixa de 0,25, comprovando a baixa concentração de vegetação adensada e maior quantidade de pontos com solo exposto. Obter temperaturas de superfície terrestre e utilizá-las em análise é essencial para determinar o problema ambiental e para obtenção das informações optou-se em utilizar as cinco sub bacias como referência para se identificar possíveis danos (TANAJI; AJIT; VISHNU, 2021).

Em pesquisa realizada na indonésia que avaliou temperatura da superfície terrestre no ano de 2020, mostrou que as áreas com maior temperatura estavam no distrito de Kota Selatan, Kota Tengah, Kota Timur, Dungingi e partes das áreas de Sipatana e Hulonthalangi e que Kota Barat Districts ocorreu a diminuição da temperatura quando relacionaram com a mesma análise no ano de 2015 (ARIFIN; BAHARUDDIN; MULYADI; RASYID, 2021).

Vale ressaltar que muitas vezes a diminuição de temperatura pode ocorrer devido a imagem apresentar ruídos de nuvens, ou também o aumento da temperatura em determinada região que ocorre devido a incêndios em vegetação nativa ou áreas agrícolas no momento da obtenção da imagem de satélite pelo sensor.

Na sub-bacia do Córrego Brejão e parte do médio Pequiá as temperaturas levantadas na cidade de São Francisco do Brejão variaram em três pontos analisados, sendo no ponto 1 em 1984 a temperatura média foi de 27,7 ºC aumentando para 28,48ºC em 2020, no período seco, nos demais pontos analisados os valores variaram respectivamente de 25,62ºC para 29,56ºC e 23,94ºC para 29,93ºC comprovando que o aumento populacional sem planejamento reduz significativamente a vegetação do entorno da cidade ocasionando aumento da temperatura e alteração do microclima (Figura 16).

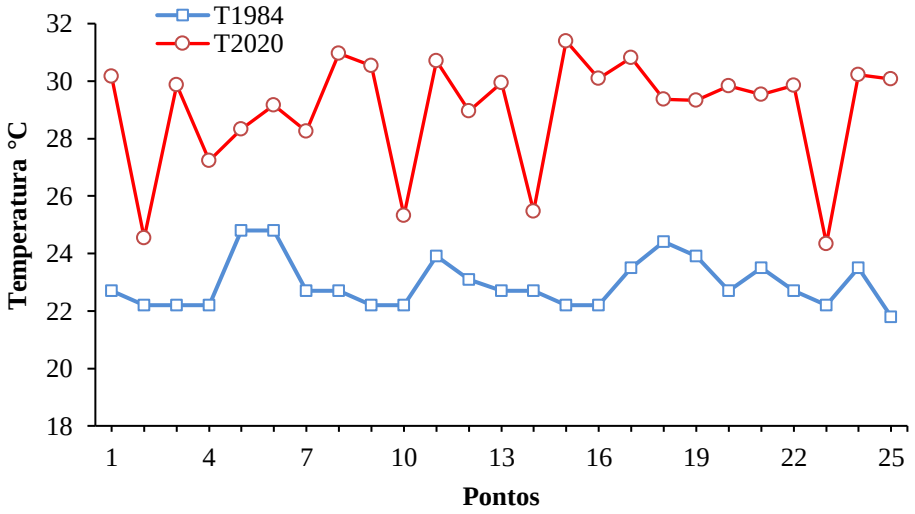
Figura 16 - Mapa TST nos anos de 1984 (1) e 2020 (2) da Bacia Hidrográfica do Pequiá




Fonte: Autor, 2022.

A variação da temperatura média em 25 pontos distribuídos aleatoriamente nas 5 sub bacias, totalizando 125 pontos, mostra que em 36 anos de ocupação e intervenção humana houve um aumento médio de 4º C na Bacia do Córrego Pequiá (Figura 17).

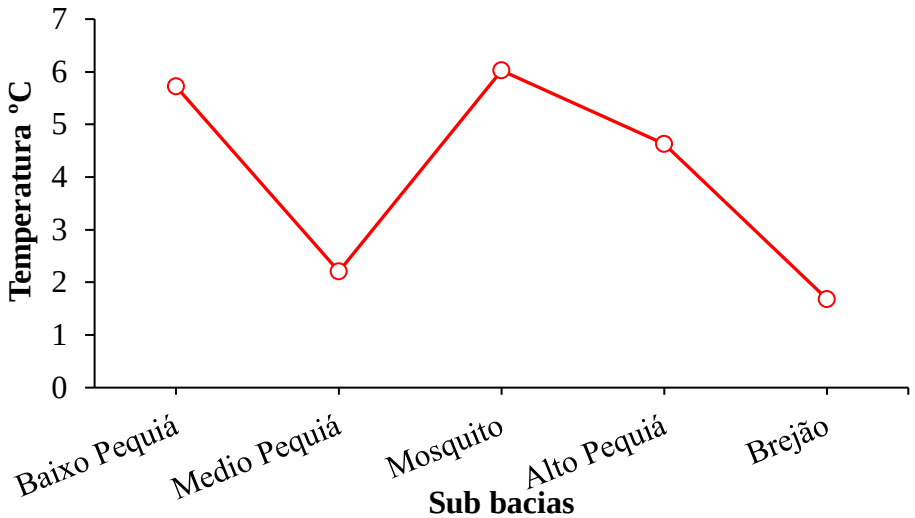
Figura 17 - Média das Variações das temperaturas nas sub bacias em dois momentos distintos




Fonte: Autoria própria, 2022.

Na avaliação da diferença de temperatura nos dois períodos é possível observar que as sub-bacias do Alto Pequiá, Baixo Pequiá e Mosquito foram as que apresentaram maiores valores. No Alto Pequiá e Mosquito, áreas com maior número de nascentes, provavelmente pelo número de propriedades existentes que realizaram conversão de floresta em pastagens e campos. Observou-se que a sub-bacia do Brejão obteve a menor diferença devido ao avanço da colonização desde a década de 1960 na região (Figura 18).

Figura 18 - Diferença de Temperatura nos anos de 1984 e 2020 nas sub-bacias




Fonte: Autoria própria, 2022.

A sub-bacia do córrego Mosquito se caracteriza por possuir propriedades rurais e povoados em assentamentos rurais fato este que na análise da temperatura da superfície do solo, observou-se em um ponto temperatura aproximada a 31,4 ºC, que após análise concluiu-se que a área estava sendo queimada no momento da obtenção da cena no ano de 2020**.** Para análise das temperaturas nas sub-bacias foram inseridos aleatoriamente 25 pontos por sub-bacia, totalizando 125 pontos em toda a Bacia, que apresentaram diferentes valores de temperatura em função da cobertura do solo considerando os períodos 1984 e 2020 (Tabela 18).

Tabela 18 - Estimativas de temperatura de superfície terrestre de 1984 e 2020, na Bacia Hidrográfica do Córrego Pequiá, município de Açailândia – MA

| Pontos | Alto Pequiá | | Médio Pequiá | | Baixo Pequiá | | Brejão | | Mosquito | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | T1984 | T2020 | T1984 | T2020 | T1984 | T2020 | T1984 | T2020 | T1984 | T2020 |
| 1 | 24,79 | 30,00 | 23,09 | 20,79 | 24,78 | 30,30 | 23,52 | 23,79 | 22,66 | 30,17 |
| 2 | 22,66 | 28,07 | 22,22 | 27,65 | 22,65 | 27,82 | 21,79 | 25,21 | 22,22 | 24,54 |
| 3 | 22,65 | 28,75 | 23,08 | 24,43 | 25,63 | 25,77 | 22,65 | 25,85 | 22,22 | 29,88 |
| 4 | 24,79 | 28,10 | 25,63 | 28,94 | 22,23 | 25,61 | 22,66 | 27,72 | 22,22 | 27,24 |
| 5 | 23,08 | 28,78 | 23,09 | 27,81 | 22,22 | 30,01 | 22,22 | 27,10 | 24,78 | 28,32 |
| 6 | 23,51 | 28,52 | 23,51 | 18,75 | 24,36 | 27,93 | 22,65 | 26,92 | 24,79 | 29,15 |
| 7 | 22,23 | 28,02 | 21,79 | 27,86 | 22,66 | 29,57 | 21,79 | 16,90 | 22,66 | 28,25 |
| 8 | 22,22 | 24,55 | 22,22 | 21,47 | 21,79 | 24,51 | 22,65 | 23,27 | 22,66 | 30,96 |
| 9 | 23,08 | 29,31 | 21,79 | 27,59 | 21,79 | 28,73 | 22,66 | 23,25 | 22,22 | 30,54 |
| 10 | 23,09 | 24,83 | 23,52 | 26,51 | 23,51 | 29,86 | 23,51 | 28,20 | 22,22 | 25,31 |
| 11 | 22,66 | 25,66 | 22,66 | 29,12 | 24,37 | 29,97 | 22,66 | 23,17 | 23,94 | 30,71 |
| 12 | 23,94 | 28,02 | 22,22 | 26,97 | 22,23 | 30,23 | 22,66 | 23,05 | 23,09 | 28,95 |
| 13 | 23,51 | 26,31 | 23,51 | 26,26 | 22,22 | 30,43 | 23,52 | 20,71 | 22,66 | 29,94 |
| 14 | 23,09 | 27,36 | 21,79 | 20,96 | 24,79 | 32,35 | 25,21 | 25,15 | 22,66 | 25,47 |
| 15 | 22,22 | 29,98 | 23,08 | 25,08 | 22,22 | 25,84 | 22,65 | 27,48 | 22,23 | 31,40 |
| 16 | 22,22 | 28,46 | 22,65 | 19,08 | 23,09 | 26,88 | 22,65 | 18,25 | 22,23 | 30,08 |
| 17 | 23,95 | 28,28 | 24,36 | 29,82 | 22,66 | 31,69 | 22,22 | 24,94 | 23,51 | 30,82 |
| 18 | 23,08 | 29,31 | 23,51 | 24,04 | 22,66 | 29,94 | 23,09 | 29,09 | 24,36 | 29,36 |
| 19 | 22,65 | 27,90 | 25,21 | 30,81 | 22,66 | 29,07 | 22,66 | 26,32 | 23,94 | 29,33 |
| 20 | 22,22 | 29,77 | 21,36 | 23,84 | 22,22 | 29,51 | 22,22 | 23,51 | 22,66 | 29,83 |
| 21 | 23,08 | 29,94 | 23,93 | 23,99 | 22,65 | 30,23 | 23,94 | 19,47 | 23,51 | 29,52 |
| 22 | 24,36 | 24,31 | 23,09 | 21,58 | 22,22 | 26,00 | 23,09 | 26,95 | 22,65 | 29,86 |
| 23 | 25,21 | 26,93 | 23,51 | 28,06 | 22,66 | 30,25 | 23,51 | 24,46 | 22,22 | 24,34 |
| 24 | 23,94 | 28,47 | 21,79 | 21,62 | 27,71 | 29,15 | 23,08 | 26,71 | 23,52 | 30,23 |
| 25 | 24,78 | 29,28 | 23,94 | 28,82 | 23,52 | 31,10 | 22,66 | 26,94 | 21,79 | 30,08 |

Fonte: Autoria própria, 2022.

Após a realização dos cálculos estatísticos descritivos foi montada a matriz de– correlação de Pearson para verificação da relação entre duas variáveis (Tabela 19).

Tabela 19 - Estatística Descritiva para os resultados obtidos nos 125 pontos amostrados aleatoriamente nas cinco sub-bacias em estudo

| | LST_1984 | NDVI_1984 | LST_2020 | NDVI_2020 |
|---|---|---|---|---|
| N | 125 | 125 | 125 | 125 |
| Média | 23,1 | 0,572 | 27,1 | 0,336 |
| Mediana | 22,7 | 0,593 | 27,9 | 0,309 |
| Moda | 22,2 [a] | 0,600 | 16,9 [a] | 0,182 [a] |
| Somatório | 2,885 | 71,5 | 3392 | 42,0 |
| Desvio Padrão | 1,02 | 0,0832 | 3,15 | 0,0852 |
| Variância | 1,03 | 0,00692 | 9,92 | 0,00726 |
| Mínimo | 21,4 | 0,327 | 16,9 | 0,182 |
| Máximo | 27,7 | 0,747 | 32,4 | 0,507 |
| Shapiro-Wilk W | 0,892 | 0,926 | 0,921 | 0,929 |
| Shapiro-Wilk p | < ,001 | < ,001 | < ,001 | < ,001 |

[a] primeira moda relatada.

Fonte: Autoria Própria, 2022.

Na análise de correlação entre as variáveis NDVI e Temperatura da Superfície Terrestre (TST), realizada em 125 pontos amostrais, que foram distribuídos nas cinco sub-bacias e inseridos aos mapas temáticos, mostraram que existe correlação linear negativa moderada (SHIMAKURA, 2006), sendo o valor R de Pearson de -0,691 para o ano 1984 e -0,666 para 2020 o que nos leva a entender que quanto maior a cobertura florestal nativa menor será a temperatura na superfície do solo e que são valores inversamente proporcionais (Tabela 20).

Tabela 20 - Matriz de Correlação

| | | T 1984 | T2020 | NDVI 2020 | NDVI 1984 |
|---|---|---|---|---|---|
| T 1984 | r | - | | | |
| | p-valor | - | | | |
| T 2020 | r | 0,236 | - | | |
| | p-valor | 0,008 | - | | |
| NDVI 2020 | r | -0,266 | -0,666 | - | |
| | p-valor | 0,003 | < 0,001 | - | |
| NDVI 1984 | r | -0,691 | -0,118 | 0,226 | - |
| | p-valor | <0,001 | 0,190 | 0,001 | - |

Fonte: Autoria Própria, 2022

As imagens obtidas consideraram a menor incidência de cobertura por nuvens, porém alguns *outliers* mostram a possibilidade de ruídos nas imagens ocasionando a diminuição por proximidade de nuvens ou o aumento da temperatura por pontos de queimadas no momento da obtenção das cenas. Um estudo realizado por Bezerra, Moraes e Soares (2018) sobre a identificação das ilhas de calor em Belém no Pará encontrou uma correlação significativa de 0,65 onde concluiu que as mudanças no uso e cobertura do solo possuem uma relação direta com os valores de TST e o NDVI fato também observado neste estudo.

## 5.4 Conclusão

O presente estudo objetiva a análise do NDVI e temperatura da superfície do solo na bacia do córrego Pequiá no estado do Maranhão em dois períodos (1984 e 2020).

Na Bacia do Pequiá após 36 anos de intervenção humana, foi observada alteração significativa da vegetação nativa, que atualmente está em 25%, onde a maioria das áreas por possuírem vegetação com baixa atividade fotossintética e muitas vezes solos expostos, tem propiciado o aumento da temperatura no ambiente. Atenção necessária deve ser dada a dois pontos com elevada concentração populacional que atualmente já influenciam diretamente a alteração de três sub-bacias, onde se constatou a mudança do microclima local.

Para que possamos estar alinhados com alguns Objetivos do Desenvolvimento Sustentável, especial atenção deve ser dada para a diminuição dos impactos negativos nas áreas urbanas e rurais da Bacia relacionado aos resíduos sólidos, disponibilidade de água potável e saneamento, adoção de medidas para a diminuição do desmatamento local para corroborar com as ações contra mudanças climáticas.

# 6 ELABORAÇÃO DE CARTAS DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RECUPERAÇÃO NA BACIA DO CÓRREGO PEQUIÁ, UMA PROPOSTA DE GESTÃO MUNICIPAL

## 6.1 Introdução

As mudanças climáticas são uma grande problemática considerando os mais diversos aspectos (agrícola, ambiental etc.). Têm-se observado o aumento das temperaturas superficiais que leva à formação de ilhas de calor nos grandes centros urbanos (SILVA *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2021. SILVA; LOUREIRO; SOUSA, 2021). Estas alterações levam a mudanças no balanço hídrico e, em especial, na região nordeste do Brasil, têm-se observado um clima mais quente e seco, impactando o meio ambiente e a sociedade (ROZENSTEIN; QIN; DERIMIAN; KARNIEL, 2014).

Um dos fatores que contribui com estas alterações climáticas, em especial na região nordeste brasileira, além de fatores oceânicos, é o desflorestamento (ERFANIAN; WANG; FOMENKO, 2017). Esta prática, muitas vezes realizada por meio do uso de fogo no solo, carece de técnicas sustentáveis, pois leva à impactos ambientais como alteração da dinâmica microbiana, muito importante para a ciclagem de nutrientes dos solos. Estas práticas inadequadas de manejo propiciam a erosão hídrica e, consequentemente, o transporte de sedimentos aos corpos hídricos. A erosão é muito ocorrente em regiões com atividades agrícolas e constitui um dos principais problemas relacionados à conservação dos solos das bacias hidrográficas (SILVA; ALBUQUERQUE FILHO; SALES; LOURENÇO, 2017).

Para o entendimento sobre quantitativo de perdas de solo relacionado a processos erosivos, fatores antrópicos atrelados a características e propriedades dos fatores ambientais (incluindo a vegetação) são representados pela utilização da Equação Universal de Perda de Solos (EUPS) (DUNKERLEY, 2021). Esta metodologia permite uma análise sistemática quanto à perda de solo para, desta forma, se propor as devidas medidas de gestão sustentáveis para atenuação da problemática de erosão ou na busca de tecnologias sustentáveis.

A adoção de boas práticas de manejo agrícola para a melhoria das condições físicas do solo possibilita o incremento de matéria orgânica incorporada, que com a formação de serapilheira (e com maiores teores de nitrogênio), melhoram as atividades microbiológicas e químicas do solo e acelera o processo de recuperação ambiental (SIMONETTI *et al.*, 2019). Desta forma, temperatura superficial e uma boa saúde vegetal são fatores importantes para a conservação dos solos (SILVA *et al.*, 2020).

O Geoprocessamento definido como a utilização de técnicas computacionais e matemática para análise de dados georreferenciados, representa uma metodologia que tem auxiliado na proposição de métodos para utilização dos recursos ambientais. Além disso, é um método que auxilia na tomada de decisão de forma ágil por meio da abordagem espacial, ao se avaliar e combinar informações de diferentes mapas temáticos relacionados aos mais diversos aspectos ambientais como a perda de solo e temperatura em diferentes períodos (CARVALHO, 2019).

O objetivo desta pesquisa foi propor uma metodologia para identificação de Áreas Prioritárias para Recuperação (APR) da bacia hidrográfica do Córrego Pequiá como auxílio para gestão territorial.

## 6.2 Material e Métodos

### 6.2.1 Elaboração do banco de dados

Um Modelo Digital de Elevação (MDE), elaborado a partir de dados *Shuttle Radar Topograph Mission* (SRTM), foi obtido da base de dados TOPODATA do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE (cartas 04S48 e 05S48, que incluem a área de estudo). A partir dele, a Bacia Hidrográfica do Córrego Pequiá (BHCP) e suas sub-bacias hidrográficas foram delimitadas. A malha hidrográfica referente à BHCP foi obtida do IBGE (2017).

Para as estimativas de perda de solos, foram necessários dados meteorológicos e de uso e cobertura do solo da área de estudo. Dados de precipitação entre os anos de 1996 a 2018 foram obtidos da base de dados da Agência Nacional das Águas (ANA). Os dados de uso e cobertura do solo, por sua vez, foram obtidos da base do Projeto MapBiomas, coleção 5 (PROJETO MAPBIOMAS, 2019).

Para elaboração dos mapas do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI) e Temperatura de Superfície Terrestre (TST), foram obtidas imagens dos satélites Landsat 5 e 8 referentes a 9 de agosto de 1984 e 27 de junho de 2020, respectivamente, da plataforma Earth Explorer do Serviço Geológico dos Estados Unidos (*United States Geological Survey* – USGS).

Os dados utilizados na pesquisa foram relativos às bandas espectrais do vermelho, infravermelho próximo e infravermelho termal, obtidas pelos sensores *Thematic Mapper* –TM (bandas 3, 4 e 6 do Landsat 5) e *Operational Land Imager* – OLI e *Thermal Infrared Sensor* – TIRS (bandas 4, 5 e 10 do Landsat 8), cenas 223/63 e 223/64 (órbita/ponto).

### 6.2.2 Delimitação das áreas de preservação permanente

A partir dos dados de drenagem da BHCP, foram delimitadas as Áreas de Preservação Permanente (APPs) conforme o que preconiza a Lei Federal n° 12.651/12 (BRASIL, 2012). Desta forma, foram delimitadas faixas marginais aos cursos d'água da BHCP com largura de 30 metros; exceto o trecho do curso principal (Córrego Pequiá) inserido na sub-bacia hidrográfica do Baixo Pequiá que se adotou a largura da de 50 metros. As APPs foram delimitadas por meio da ferramenta *buffer* no software QGIS 3.20.

### 6.2.3 Equação Universal de Perda de Solo (EUPS)

O cálculo da perda de solo por erosão hídrica foi realizado através da EUPS (Equação 15), proposta por Wischmeier e Smith (1978). Esta metodologia permite a modelar a perda de solo em função das diferentes condições de manejo, variações climáticas, relevo e práticas conservacionistas (SILVA; ALBUQUERQUE FILHO; SALES; LOURENÇO, 2017; SILVA *et al.*, 2021). A EUPS é utilizada em nível mundial pois é flexível, com alta acessibilidade de dados e extensa literatura científica que permite adaptar o modelo a diversas regiões do globo terrestre (ALEWELL *et al.*, 2019).

$$A = R * K * LS * C * P \qquad \text{Equação (15)}$$

Sendo:

A = perda de solo por unidade de área no tempo ($t.ha^{-1}$);

R = fator de erosividade da chuva ($MJ.mm.h^{-1}.ha^{-1}$);

K = fator de erodibilidade do solo (t.ha.h/ ha.MJ.mm);

LS = fator topográfico (adimensional);

C = fator de uso e manejo do solo (adimensional);

P = fator de prática conservacionista do solo (adimensional).

O R foi determinado com base na série histórica da ANA. O fator K considerado levou em conta os tipos de solo da região (MANNIGEL; CARVALHO; MORETI; MEDEIROS, 2002; MORAIS; SALES, 2017). O fator LS foi determinado com base nos dados do MDE. C foi também determinado por meio de levantamento bibliográfico (BARROS *et al.*, 2018; BERTOL; SCHICK; BATISTELA, 2001; DEMARCHI; PIROLI; ZIMBACK, 2019;

FROTA; SONE; WENDLAND, 2020; PARANHOS FILHO *et al.*, 2003; SILVA; ALBUQUERQUE FILHO; SALES; LOURENÇO, 2017), bem como o fator P (AZIZ; STEWARD; KALEITA; KARKEE, 2012; DIAS; SILVA, 2015; RODRIGUES; MELLO; VIOLA; RODRIGUES, 2017; SILVA; ALBUQUERQUE FILHO; SALES; LOURENÇO, 2017). Por meio destes dados, a USLE foi aplicada por meio da *calculadora raster* do QGIS 3.20.

### 6.2.4 NDVI

O NDVI foi calculado por meio das bandas espectrais dos satélites Landsat 5 e 8, conforme a Equação 16.

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \qquad Equação\ (16)$$

Onde:
NIR = Infravermelho próximo
RED = Vermelho.

### 6.2.5 Determinação da temperatura de superfície terrestre

Para obtenção da TST, foi necessário determinar a radiância espectral ($L_\lambda$) dos produtos de sensoriamento remoto (Equação 17, utilizando as bandas espectrais 6 e 10 (Landsat 5 e 8, respectivamente).

$$L_\lambda = \frac{(L_{\lambda max} - L_{\lambda min})}{(Q_{calmax} - Q_{calmin})} Q_{cal} + L_{\lambda min} \qquad Equação\ (17)$$

Onde:

$L_\lambda$ = radiância espectral no sensor (W/(m² μm));

$L_{\lambda min}$ = radiância dimensionada para Qcalmin (W/(m² μm));

$L_{\lambda max}$ = radiância dimensionada para Qcalmax (W/(m² μm));

$Q_{cal}$ = Valor calibrado e quantizado do pixel (número digital);

$Q_{calmin}$ = Valor mínimo calibrado e quantizado do pixel (número digital);

$Q_{calmax}$: Valor máximo calibrado e quantizado do pixel (número digital).

A Temperatura de Brilho (TB), foi obtida com dados de $L_\lambda$ e as devidas constantes de calibração (Equação 18).

$$TB = \frac{K_2}{ln\ ln\ \left(\frac{K_1}{L_\lambda} + 1\right)} - 273{,}15 \qquad Equação\ (18)$$

Onde:

TB = temperatura de brilho no sensor (°C);

$K_2$ = constante de calibração 2 (Landsat 5 = 1260,56 K; Landsat 8 = 1321,08 K);

$K_1$ = constante de calibração 1 (Landsat 5 = 607,76 W/(m².μm); Landsat 8 = 774,88 W/(m².μm)).

A emissividade foi determinada para correção dos valores de temperatura por dados de NDVI dos períodos analisados, bem como emissividades do solo e da vegetação (Equação 19) (MATIAS, SILVA; TENEDÓRIO, 2018).

$$E = m\frac{NDVI - NDVI_{min}}{NDVI_{max} - NDVI_{min}} + n \qquad Equação\ (19)$$

Onde:

E = emissividade (adimensional);

NDVI: adimensional;

$NDVI_{min}$ e $NDVI_{max}$ = valores mínimo e máximo do NDVI, respectivamente (adimensionais);

m = emissividade do solo (0,004);

n = emissividade da vegetação (0,986).

A partir destes dados, foi possível determinar a TST por meio da Equação 20.

$$TST = TB + L_\lambda * \frac{TB}{P} * ln\ ln\ E \qquad Equação\ (20)$$

Onde:

TST = (°C);

P = hc/σ ($1.438 \cdot 10^{-2}$ m.K).

### 6.2.6 Definição de áreas prioritárias para a recuperação

Os mapas de perda de solo, NDVI e TST foram reclassificados conforme a prioridade para recuperação, de acordo com a Tabela 21, por meio das funções *r.reclass* e *reclassify by layer* do QGIS 3.20.

Tabela 21 - Intervalos de reclassificação dos dados conforme a prioridade para recuperação

| **Prioridade** | **Perda de solo (ton/ha.ano)** | **NDVI** | **TST (°C)** |
|---|---|---|---|
| Baixa | 0 a ≤50 | - | >15 e ≤ 25 |
| Média | >50 a ≤120 | > 0,2 (Vegetação com atividade fotossintética média e alta.) | ≤15 |
| Alta | >120 | ≤ 0,2 (Vegetação com baixa atividade fotossintética, solo exposto e corpo hídrico.) | >25 |

Fonte: Adaptado de Zolin *et al.* (2020).

Conforme a Tabela 21, foi estabelecida uma maior prioridade para os locais com maiores perdas de solo. Já com relação à temperatura de superfície), os maiores graus de prioridade foram relacionados aos locais de maiores valores desta variável. A temperatura de 25°C foi estabelecida como o limite para o alto grau de prioridade pois esta é a faixa ideal para a atividade enzimática de microrganismos presentes no solo, que favorecem a ciclagem de nutrientes (GONÇALVES *et al.*, 2019, ZOLIN *et al.*, 2020).

A carta de APR foi obtida, então, por meio da multiplicação da média ponderada da perda de solo, NDVI e TST (reclassificados), conforme a Equação 21.

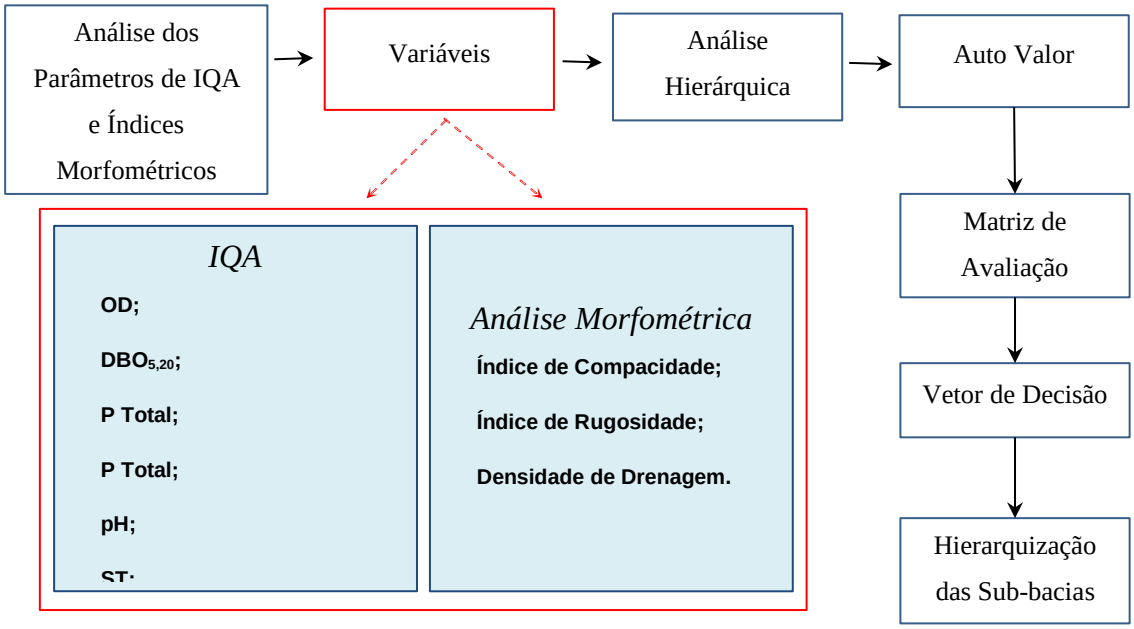
$$APR = \left(\frac{2 * TST + USLE}{3}\right) * NDVI \qquad Equação\ (21)$$

### 6.2.7 Definição de áreas prioritárias para a recuperação

A Análise Hierárquica de Processos (AHP) é uma metodologia que permite auxiliar na tomada de decisão de problemas complexos, colaborando com a ponderação de critérios de seleção relativos às variáveis envolvidas no problema (RIBEIRO; MENDES, 2015). Para construção da hierarquia de tomada de decisão na BHCP (Figura 19), foram considerados os parâmetros do Índice de Qualidade da Água (IQA): Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda

Bioquímica de Oxigênio durante 5 dias e a 20°C ($DBO_{5,20}$), Fósforo Total (P), Nitrogênio Total (N), pH, Sólidos Totais (ST), Turbidez e Coliformes Termotolerantes; além de parâmetros morfométricos (Índices de Rugosidade – Ir, Compacidade – Kc e Densidade de Drenagem – Dd). Foram realizadas coletas de campo das variáveis do IQA, em triplicata, e consideradas as médias das amostras.

Figura 19 - Estrutura utilizada para construção da Análise Hierárquica de Processos




Fonte: Autoria própria, 2022.

A AHP em estrutura se divide em três fases principais sendo: hierarquização do problema de decisão, avaliação comparativa ou pareada e síntese de prioridades (SAATY, 1986). Este modelo engloba medidas de seleção objetivas e subjetivas que podem variar de 1 a 9, considerando o nível de contribuição para o objetivo definido, testando a sua consistência através de uma razão entre 0 e 1, com 0 indicando a completa consistência do processo de julgamento (SAATY, 1986). Desta forma, as variáveis foram analisadas, par a par, respeitando a escala do método.

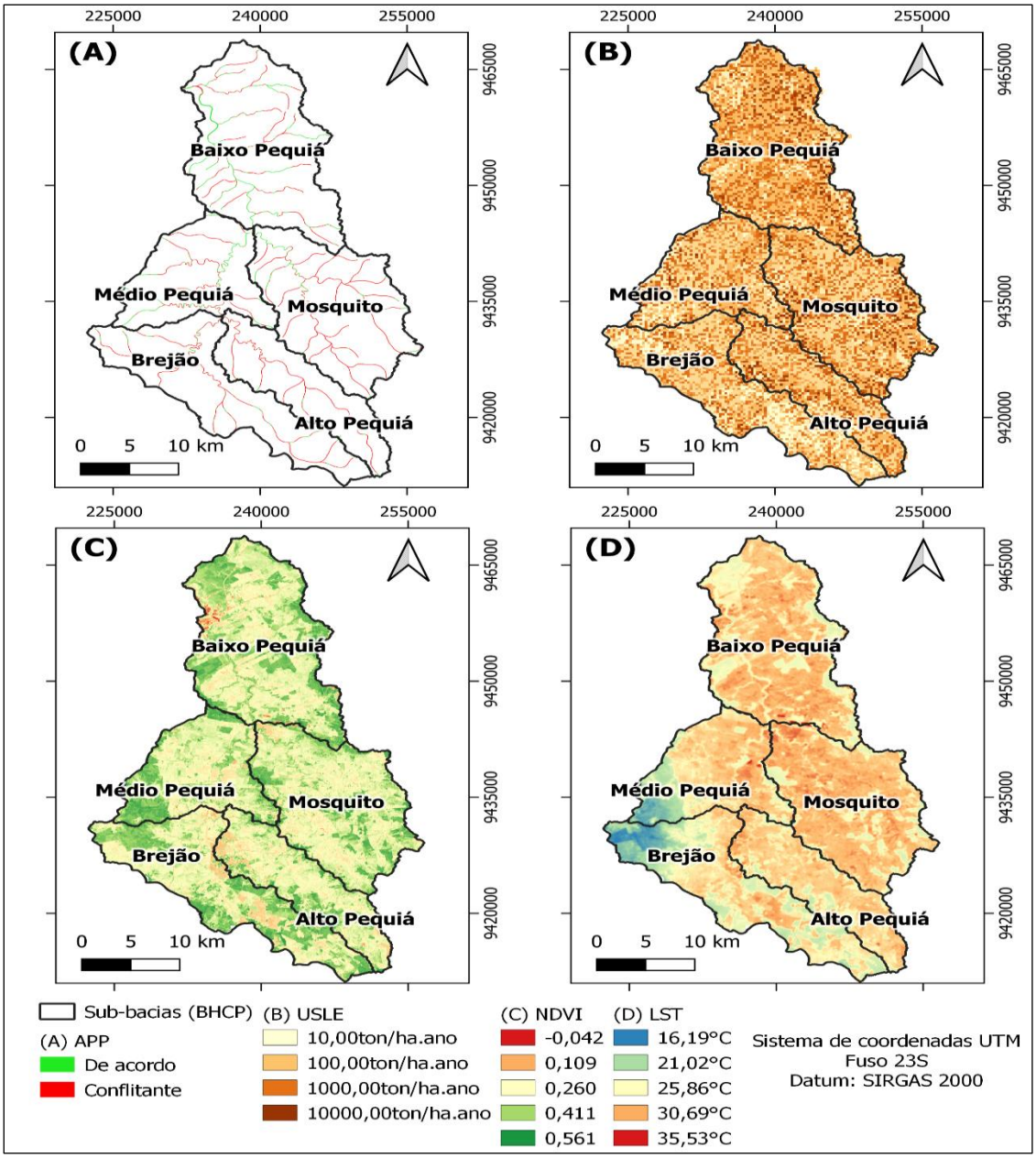
Para auxílio na identificação de APR e validação de dados, foram realizadas análises *in situ* por amostragem aleatória. Para apoio das atividades de campo, foram utilizados um GPS Garmin eTrex® 10 e um *drone* DJI Mavic 3.

## 6.3 Resultados e Discussão

### 6.3.1 Delimitação das áreas de preservação permanente

A figura 20 (A) contém o mapeamento da APP na BHCP. É possível observar que diversos locais não estão em conformidade com a Lei Federal n° 12.651/2012.

Figura 20 - Mapeamentos de APP (A), USLE (B), NDVI (C) e TST (D) da BHCP




Fonte: Autoria própria, 2022.

A Tabela 22 apresenta os resultados de quantificação das APP da BHCP conforme suas sub-bacias hidrográficas. A sub-bacia do Mosquito foi a unidade com maior percentual de APP na área de estudo.

Tabela 22 - Percentual de APP das sub-bacias hidrográficas da área de estudo e da BHCP

| **Sub-bacias** | **Área Total (ha)** | **APP (ha)** | **Usos não florestais (ha)** | **APP conflitante (%)** |
|---|---|---|---|---|
| Baixo Pequiá | 27.647,60 | 906,84 | 452,80 | 49,64 |
| Médio Pequiá | 15.555,90 | 511,79 | 299,70 | 58,56 |
| Alto Pequiá | 13.277,20 | 333,26 | 294,20 | 88,28 |
| Brejão | 20.040,10 | 507,01 | 395,47 | 78,00 |
| Mosquito | 23.422,00 | 777,61 | 627,45 | 80,69 |
| Total (BHCP) | 99.942,80 | 3.036,51 | 2.069,62 | 68,16 |

Fonte: Autoria própria, 2022.

Conforme a Tabela 22 é possível observar que cerca de 70% da BHCP possui usos da terra conflitantes em APP. Ao analisar este percentual com relação às sub-bacias hidrográficas de estudo, tem-se resultados ainda piores: as sub-bacias do Alto Pequiá, do Brejão e do Mosquito, com 88,28; 78,00 e 80,69% de usos conflitantes em APP, respectivamente.

A área de estudo insere-se no Bioma Amazônico e em transições para o Bioma Cerrado. De acordo com Nóbrega *et al.* (2020), dentre os serviços ecossistêmicos exercidos por estes biomas está a manutenção de maiores taxas de infiltração de água (por uma maior porosidade do solo), o que implica no aumento da qualidade da água. Além disto, o Cerrado é um dos 35 *hotspots* de conservação de biodiversidade mundial; enquanto o bioma Amazônia possui suma importância na circulação atmosférica, ciclos de água, energia e carbono a nível continental (MARENGO *et al.*, 2018; VIEIRA *et al.*, 2022). Desta forma, a manutenção da vegetação nativa destes biomas é essencial no contexto do equilíbrio ambiental.

A partir de análises *in situ*, foi possível apontar alguns dos fatores de degradação ambiental na área de estudo, conforme a Figuras 21A e 21C, destacados em amarelo, onde é visto uma área sem cobertura vegetal com processo erosivo acentuado, enquanto é destacado em vermelho um corpo de água com presença de muito sedimentos em suspensão na água que pode ser proveniente dessa área destacada em amarelo. A sub-bacia hidrográfica do Baixo Pequiá, ainda que com o menor percentual de usos conflitantes, está próxima a uma rodovia

federal (BR-222), o que contribuiu para o crescimento populacional local após a instalação de indústrias siderúrgicas na década de 90 e ocasionou uma ocupação territorial sem o devido planejamento. Na sub-bacia hidrográfica do Brejão, conforme a Figura 21B, nota-se um grande impacto antrópico visto a presença de cerca de 12 mil habitantes (IBGE, 2021). As APP preservadas localizadas em áreas urbanas são importantes para garantia de segurança hídrica e um bom microclima urbano (ACKERMANN; SAMORA, 2020).

Figura 21 - Imagens obtidas pelo sobrevoo da BHCP, respectivas às proximidades da nascente do córrego Pequiá (A e C) e ocupação urbana na sub-bacia hidrográfica do Brejão (B)

Fonte: Autoria própria, 2022.

Além do impacto da ocupação urbana, a conversão da vegetação nativa em pastagem foi observada nas APP nas sub-bacias do Médio e do Alto Pequiá, tendo, na última sido observado a conversão de uma das principais nascentes do Córrego Pequiá para este uso e, ainda, sido presenciado o pisoteio de animais de grande porte. De acordo com o estudo de López-Poma *et al.* (2020), a conversão de Cerrado em pastagens ou silvicultura de eucalipto pode resultar na redução de nitrogênio no solo e, consequentemente, fazer com que estes solos demandem adubação para a recomposição florestal.

### 6.3.2 Equação universal da perda de solo

A Figura 21 (B) contém o produto do mapeamento de perda de solo por erosão hídrica, obtido pela aplicação da USLE. Os resultados foram semelhantes nas sub-bacias hidrográficas de estudo. A Tabela 23, por sua vez, apresenta os valores mínimos, máximos e médios desta variável para cada unidade da BHCP.

Tabela 23 - Quantitativo dos mapeamentos de USLE, NDVI e TST

| Sub-bacia | USLE (t/ha.ano) | | | NDVI | | | TST (°C) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Mínimo** | **Máximo** | **Média** | **Mínimo** | **Máximo** | **Média** | **Mínimo** | **Máximo** | **Média** |
| Baixo Pequiá | 13,03 | 25.024,96 | 1.295,63 | -0,146 | 0,577 | 0,334 | 22,80 | 37,62 | 28,51 |
| Médio Pequiá | 13,09 | 34.349,36 | 1.086,53 | -0,154 | 0,561 | 0,335 | 16,73 | 35,65 | 26,87 |
| Alto Pequiá | 12,69 | 33.690,84 | .1189,01 | -0,058 | 0,565 | 0,311 | 22,33 | 33,29 | 27,90 |
| Brejão | 12,65 | 15.590,25 | 470,29 | 0,020 | 0,575 | 0,331 | 15,44 | 32,31 | 25,34 |
| Mosquito | 12,80 | 30.525,44 | 1.361,02 | -0,102 | 0,581 | 0,321 | 23,74 | 37,24 | 29,00 |

Fonte: Autoria própria, 2022.

Conforme a classificação da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (*Food and Agriculture Organization* – FAO), todas as sub-bacias hidrográficas da BHCP apresentaram valores muito altos de perda de solo (FAO, 1980). Estes locais, por sua alta suscetibilidade à erosão, demandam ações de como manejo agropecuário sustentável – utilização de sistema de plantio direto, manutenção do solo com boa cobertura vegetal, adubação para reposição mineral; reflorestamento etc. – para atenuação de processos erosivos (DEMARCHI; PIROLI; ZIMBACK, 2019; SILVA, ALBUQUERQUE FILHO; SALES; LOURENÇO, 2017).

O maior valor mapeado de perda de solo por erosão hídrica por registrado na sub-bacia do Médio Pequiá (34349,36 t/ha.ano). Já os maiores valores médios foram encontrados nas sub-bacias do Baixo Pequiá e Mosquito (1295,63 e 1361,02 t/ha.ano, respectivamente). As três sub-bacias apontadas foram as com maiores percentuais de APP com vegetação. Conforme o destaque em vermelho da Figura 21(C), nota-se a presença de sedimentos no curso hídrico da área de estudo. Estes resultados reforçam a necessidade de ações de conservação ambiental, visto que o desmatamento é um fator de aumento de perda de solo (DEMARCHI; PIROLI; ZIMBACK, 2019).

### 6.3.3 Índice de vegetação por diferença normalizada

A Figura 21(C) apresenta o mapeamento de NDVI na BHCP. É possível observar que na sub-bacia do Baixo Pequiá foram mapeados valores bastantes baixos (representados em vermelho). Conforme o estudo de Sousa *et al.* (2022), os adensados urbanos constituem um fator de pressão antrópica sobre fragmentos florestais. Ainda os autores, áreas com maior densidade demográfica tendem a apresentar maior pressão sobre fragmentos florestais, o que contribui para degradação e supressão dos mesmos (CELENTANO *et al.*, 2018; SOUSA *et al.*, 2022).

Os resultados da Tabela 23, por sua vez, apontam que o máximo valor mapeado na BHCP se encontra na sub-bacia hidrográfica do Mosquito (0,581). Ao realizar uma análise do comportamento do NDVI em diversas regiões do bioma Amazônico, Álvarez e Poveda (2022) observaram que os valores deste índice podem variar entre 0,2 e 0,5 ao longo de um ano. Desta forma, os resultados de NDVI obtidos nos presente estudo são condizentes para a floresta natural.

### 6.3.4 Determinação da temperatura de superfície terrestre

A Figura 20 (D) contém o mapeamento de TST da BHCP. A partir da Tabela 23, é possível observar que na sub-bacia hidrográfica do Mosquito foi registrado o maior valor médio desta variável (29°C). A mesma tabela também confirma que foi nesta unidade de estudo que foi mapeado um dos maiores valores de uso conflitante do solo em APP (80,69%). De acordo com a literatura, os usos não-florestais da terra ocasionam aumento nas temperaturas de superfície e, consequentemente, alterações no microclima (YAMAMOTO *et al.*, 2017; GUILHERME *et al.*, 2020).

### 6.3.5 Definição de áreas prioritárias para a recuperação

A quantificação dos índices morfométricos das sub-bacias da BHCP constam na Tabela 24. A partir destes resultados, é possível notar que a sub-bacia do Médio Pequiá apresentou os valores mais favoráveis a enchentes e erosão hídrica (SOUSA *et al.*, 2021).

Tabela 24 - Índices morfométricos utilizados na ponderação da AHP

| Variável Morfométrica | Baixo Pequiá | Médio Pequiá | Alto Pequiá | Brejão | Mosquito |
|---|---|---|---|---|---|
| Dd (Km/km²) | 0,59 | 0,73 | 0,68 | 0,63 | 0,77 |
| Ir | 146,91 | 162,06 | 165,92 | 134,19 | 187,88 |
| Kc | 2,07 | 2,02 | 2,30 | 2,55 | 1,91 |

Fonte: Autoria própria, 2022.

A Tabela 25 contém os resultados dos parâmetros do IQA analisados para cada sub-bacia.

Tabela 25 - Dados de Índice da Qualidade da Água

| Parâmetros Físico-Químicos | Valor Médio | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | **P1** | **P2** | **P3** | **P4** | **P5** |
| OD | 3,95 | 3,84 | 4,6 | 4,11 | 3,57 |
| $DBO_{5,20}$ | 5,35 | 5,83 | 5,76 | 5,62 | 5,92 |
| P | 22,33 | 44,31 | 33,53 | 29,3 | 46,25 |
| N | 22,06 | 21,06 | 27,97 | 23 | 48,62 |
| pH | 5,52 | 5,5 | 4,98 | 5,26 | 5,26 |
| ST | 88,05 | 62,32 | 74,12 | 28,17 | 55,33 |
| Turbidez | 15,9 | 16,43 | 16,4 | 16,3 | 16,3 |

P1 – Baixo Pequiá; P2 – Médio Pequiá; P3 – Córrego Mosquito; P4 – Alto Pequiá; P5 – Brejão.
Fonte: Autoria própria, 2022.

A Tabela 26 apresenta a matriz de comparação pareada. As variáveis OD, $DBO_{5,20}$ e N apresentaram maior intensidade, devido ao elevado grau de importância considerado no estudo.

Tabela 26 - Matriz de comparação pareada das variáveis consideradas na AHP

| | **OD** | **$DBO_{5,20}$** | **P** | **N** | **pH** | **ST** | **T** | **CT** | **Kc** | **Ir** | **Dd** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **OD** | *1,00* | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 9,00 | 9,00 | 8,00 | 3,00 | 9,00 | 9,00 | 9,00 |
| **$DBO_{5,20}$** | | *1,00* | 2,00 | 3,00 | 9,00 | 8,00 | 6,00 | 8,00 | 8,00 | 9,00 | 7,00 |
| **P** | | | *1,00* | 3,00 | 9,00 | 9,00 | 9,00 | 8,00 | 9,00 | 9,00 | 9,00 |
| **N** | | | | *1,00* | 2,00 | 7,00 | 8,00 | 2,00 | 8,00 | 9,00 | 9,00 |
| **pH** | | | | | *1,00* | 2,00 | 2,00 | 2,00 | 3,00 | 3,00 | 3,00 |
| **ST** | | | | | | *1,00* | 1,00 | 2,00 | 5,00 | 5,00 | 5,00 |
| **T** | | | | | | | *1,00* | 1,00 | 1,00 | 2,00 | 3,00 |
| **CT** | | | | | | | | *1,00* | 7,00 | 8,00 | 8,00 |
| **Kc** | | | | | | | | | *1,00* | 1,00 | 1,00 |
| **Ir** | | | | | | | | | | *1,00* | 1,00 |
| **Dd** | | | | | | | | | | | *1,00* |

Fonte: Autoria própria, 2022.

A partir destes dados, foi determinada a ponderação de acordo com a Tabela 27. A Razão de Consistência obtida foi de 8,2%, bastante adequada de acordo com a literatura proposta por Saaty (1986).

Tabela 27 - Pesos das variáveis utilizadas na AHP

| **Variável** | $DBO_{5,20}$ | P | OD | N | CT | pH | ST | T | Kc | Dd | Ir |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Peso** | 23,7 | 22,6 | 19,7 | 13,1 | 4,9 | 4,6 | 3,9 | 2,9 | 1,6 | 1,5 | 1,5 |

Fonte: Autoria própria, 2022.

Para a hierarquização das sub-bacias hidrográficas de estudo quanto à recuperação ambiental, os pesos (Tabela 27) foram considerados para geração da matriz de avaliação quanto às unidades da BHCP (Tabela 28), com valores normalizados.

Tabela 28 - Ponderação obtida da normalização das variáveis da AHP

| | **OD** | **$DBO_{5,20}$** | **P** | **N** | **pH** | **ST** | **T** | **CT** | **Kc** | **Ir** | **Dd** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Vetor dos Critérios | 19,73 | 23,67 | 22,63 | 13,14 | 4,58 | 3,93 | 2,87 | 4,87 | 1,64 | 1,49 | 1,47 |
| Baixo Pequiá | 0,20 | 0,19 | 0,13 | 0,15 | 0,21 | 0,29 | 0,20 | 0,20 | 0,19 | 0,18 | 0,17 |
| Médio Pequiá | 0,19 | 0,20 | 0,25 | 0,15 | 0,21 | 0,20 | 0,20 | 0,20 | 0,19 | 0,20 | 0,21 |
| Mosquito | 0,23 | 0,20 | 0,19 | 0,20 | 0,19 | 0,24 | 0,20 | 0,20 | 0,18 | 0,24 | 0,23 |
| Alto Pequiá | 0,20 | 0,20 | 0,17 | 0,16 | 0,20 | 0,09 | 0,20 | 0,20 | 0,21 | 0,21 | 0,20 |
| Brejão | 0,18 | 0,21 | 0,26 | 0,34 | 0,20 | 0,18 | 0,20 | 0,20 | 0,24 | 0,17 | 0,19 |

Fonte: Autoria própria, 2022.

A Tabela 29 mostra o vetor de decisão onde as sub-bacias já ranqueadas em ordem de prioridade a recuperação definida pelo produto do autovalor pelo peso encontrados através dos dados da matriz de avaliação.

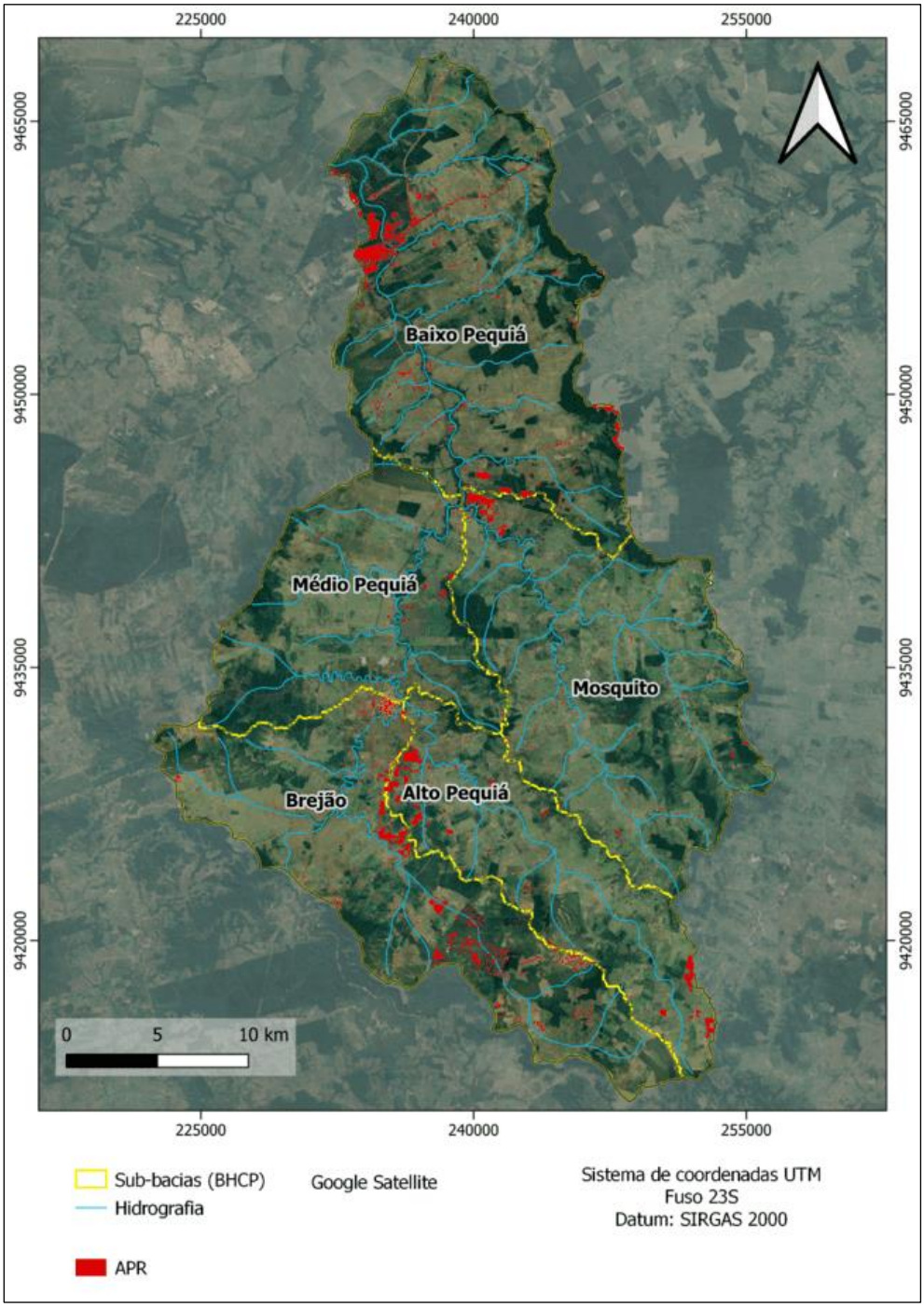
Tabela 29 - Ordens de importância das sub-bacias da BHCP

| **Sub-bacias** | **Peso** |
|---|---|
| Brejão | 22,93 |
| Mosquito | 20,53 |
| Médio Pequiá | 20,48 |
| Alto Pequiá | 18,37 |
| Baixo Pequiá | 17,69 |

Fonte: Autoria própria.

A partir destes pesos, foram definidas as APR ao longo de toda a BHCP, conforme a Figura 22. A sub-bacia hidrográfica do Baixo Pequiá, ainda que com a menor ordem de prioridade (definida pela AHP), merece destaque por seus resultados ruins quanto à qualidade da água. Nos estudos de Lopes *et al.* (2020) foram definidas áreas prioritárias para conservação florestal com vistas aos recursos hídricos em local de ecótono Cerrado/Amazônia. Os autores reforçam a necessidade de metodologias desta natureza, pois podem evitar eventuais conflitos pelo uso da água.

Figura 22 - Mapeamento de APR das sub-bacias hidrográficas de estudo




Fonte: Adaptado de Google Satellite, 2020.

É possível observar que o maior percentual de APR, considerando a área da sub-bacia, foi na unidade do Mosquito. Os resultados são condizentes, pois esta foi uma das sub-bacias com maior ordem de importância (conforme a metodologia AHP). Além disto, esta sub-bacia hidrográfica apresentou a maior de perda de solo média dentre as demais unidades de estudo.

A Tabela 30 apresenta os valores de áreas classificadas como APR bem como o percentual considerando a área total (por sub-bacia hidrográfica da BHCP). Por meio destes resultados, é possível verificar que o segundo maior percentual de áreas destinadas a APR foi no trecho do Alto Pequiá. Esta unidade de estudo combinou diversos resultados negativos quanto à degradação ambiental: o maior percentual de usos conflitantes em APP, altas taxas de perda de solo, baixos valores médios de NDVI e das maiores TST da região de estudo. De acordo com Sano *et al.* (2019), a sustentabilidade ambiental no Cerrado é de interesse econômico para se aumentar a produção de alimentos e energia. Portanto, metodologias como a APR, proposta no presente estudo, são importantes para conciliação dos interesses econômicos e ambientais.

Tabela 30 - Quantitativo de APR na BHCP

| **Sub-bacia** | **APR (ha)** | **APR (% da sub-bacia)** |
|---|---|---|
| Baixo Pequiá | 812,43 | 0,27 |
| Médio Pequiá | 57,60 | 0,79 |
| Alto Pequiá | 328,32 | 6,07 |
| Brejão | 600,66 | 1,16 |
| Mosquito | 210,24 | 11,11 |

Fonte: Autoria própria, 2022.

O Mapa de Áreas Prioritárias para Conservação e Recuperação, elaborado para a região do Parque Estadual dos Godoy no Paraná (no município de Londrina), mostrou ser uma importante ferramenta de planejamento ambiental, fiscalização e manejo, onde os tomadores de decisão. Esta é uma metodologia permite orientar quanto a alocação de reserva legal no interior dos limites das propriedades com base nas informações geradas, relacionando-as com a dinâmica da paisagem na região, mantendo assim os corredores ecológicos (SILVA *et al.*, 2019). Metodologias desta natureza são importantes para auxílio na gestão territorial (CUNHA *et al.*, 2018).

As áreas definidas como APR totalizam cerca de 2% da BHCP. Ainda que seja um valor baixo, ressalta-se a necessidade de intervenção nestas áreas para um melhor manejo, visto que problemáticas ambientais como a perda de solos podem ser muito prejudiciais e comprometer a sustentabilidade.

## 6.4 Conclusão

O objetivo desta pesquisa foi propor uma metodologia para identificação de Áreas Prioritárias para Recuperação (APR) da bacia hidrográfica do Córrego Pequiá como auxílio para gestão territorial.

A utilização da AHP permitiu dividir uma grande decisão em questões menores e, desta forma, reduzir possíveis subjetividades nas escolhas das sub-bacias a serem priorizadas. Além disso, as ferramentas de Geoprocessamento se mostraram eficientes e primordiais para uma adequada abordagem espacial do estudo.

Metodologias como a APR são extremamente importantes para a gestão territorial, pois além de fornecer um embasamento técnico para a tomada de decisão, são facilmente aplicáveis (principalmente por utilizar apenas *softwares* de código aberto e dados de livre acesso). A partir dos resultados obtidos, pode-se intervir e propor a criação de uma área verde na BHCP com fim de recuperação ambiental, por exemplo.

A APR, aplicada em um local de ecótono Amazônia/Cerrado no presente estudo, pode ser adaptada para outros biomas brasileiros, pois as demandas apontadas para a criação da metodologia são observadas ao longo de toda a federação. Desta forma, pode-se atuar de modo a mitigar impactos ambientais negativos.

Os resultados obtidos sugerem que a metodologia de definição de APR é adequada, pois áreas com alta prioridade demonstraram-se com bastantes alterações e impactos ambientais negativos como solo exposto, vegetação esparsa e intervenção humana. Já as áreas de baixa prioridade se apresentaram com vegetação densa, geralmente nativa.

# 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Bacia Hidrográfica do Córrego Pequiá, inserida no Bioma Amazônico, necessita de especial atenção ao observarmos que práticas de diminuição das áreas de reserva legal e áreas de preservação permanente, com uso do fogo, ainda são métodos de conversão da paisagem utilizados e que se distribui praticamente por todo o Bioma. Atrelado a esse problema vem a falta de documentação e a prática de desmembramento e comercialização, que tornam áreas de reserva legal cada vez menores devido a fragmentação das propriedades.

A Lei Complementar 04/2006 insere o plano diretor no processo de planejamento do município de Açailândia, tendo como uma das finalidades assegurar o bem estar de toda população residente nas áreas rurais que estejam inseridas dentro dos limites do município e ao se relacionar com os conteúdos gerais da Política de Desenvolvimento, no artigo 82 traz para a base do desenvolvimento econômico, estímulos para cadeia de negócios considerando a produção rural de leite e derivados entre outros.

Na região Sul Maranhense os municípios de Açailândia e São Francisco do Brejão compõem a microrregião Tocantina, com mais 15 municípios, apresentando produção leiteira relevante para o estado do Maranhão (IMESC, 2017), fato que possibilita a pressão para conversão de novas áreas quando se trata de pecuária leiteira e de corte. Os dois municípios em que a Bacia Hidrográfica do Pequiá se insere, contribuem com aproximadamente 18% da produção Leiteira do Estado do Maranhão (AGED, 2019), apresentando atualmente 75% das áreas convertidas em pastagens.

Relacionando ainda a Lei complementar 04/2006 quanto ao desenvolvimento social existe a intenção para orientação das políticas de inserção social para pessoas menos assistidas e quando se trata da questão ambiental está previsto o estabelecimento apenas dos conceitos de Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE), Desenvolvimento Municipal Sustentável e Gestão de Bacias, para aplicação na determinação do uso e ocupação das zonas urbana e rurais e para a redefinição das áreas de reserva legal (AÇAILÂNDIA, 2006).

É possível observar em alguns casos que o poder público não possui informação sobre a existência da supressão de áreas florestais, sem autorização ambiental na região da bacia do Pequiá, o que vai de encontro ao que preconiza a Lei 12.651/12 que ao não ser cumprida fragiliza a manutenção e obrigatoriedade de se preservar as áreas de reserva legal e áreas de preservação permanente no bioma amazônico maranhense (BRASIL, 2012).

A atividade agrícola tradicional com uso do fogo reduz a capacidade de recuperação do solo alterando a ciclagem de nutrientes com a diminuição da biomassa, com consequente

aumento da temperatura e alteração na dinâmica microbiana, possibilitando a compactação do solo pelas águas das chuvas e pisoteio de animais, podendo levar a processos erosivos e acúmulo de sedimentos nas áreas mais baixas do terreno. Atualmente na região, poucas propriedades já iniciaram o plantio de novas áreas mecanizadas com enleiramento de resíduos vegetais, diminuindo assim as áreas de queimadas.

A análise mostrou que na porção leste e oeste são mais densamente povoadas na Bacia. Porém, nas áreas sul existem assentamentos rurais que tem realizado desmatamento e no lado norte existem plantios de eucalipto e fazendas, áreas menos vulneráveis ainda não densamente povoadas, portanto se torna necessária a realização de um consórcio intermunicipal para o monitoramento da qualidade da água do córrego Pequiá com a instalação de estação de tratamento de efluentes em São Francisco do Brejão e no polo industrial de Açailândia, bem como a inclusão dos municípios no mesmo comitê de bacias hidrográficas, comitê Intermunicipal da Bacia Hidrográfica do Pequiá, considerando que o córrego Pequiá nasce no município de são Francisco do Brejão e João Lisboa, vindo a desaguar em Açailândia.

Diante disso, ações de gestão e ordenamento territorial municipal se mostram efetivas no momento em que são relacionadas aos temas das áreas econômica, social e ambiental, bases do desenvolvimento sustentável, que possibilitarão a manutenção da necessidade das populações atuais e futuras.

Para a melhoria dos indicadores municipais considerando os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da Organização das Nações Unidas (ONU), os mais pertinentes foram analisados diante da realidade da Bacia, onde para o objetivo 2 que traz a informação de acabar com a fome, alcançar a segurança alimentar e melhoria da nutrição e promover a agricultura sustentável, se propõe que os municípios fomentem juntos aos agricultores a inclusão para produção de alimentos no Programa de Aquisição de Alimentos (PAA) e Programa Nacional de Alimentação Escolar (PNAE) para as comunidades residentes na Bacia do Pequiá, com apoio dos extensionistas rurais dos municípios, onde está previsto até 2030 que todos deverão garantir sistemas sustentáveis de produção de alimentos e implementar práticas agrícolas resilientes, com aumento de produtividade e produção, ajudando a manter os ecossistemas, bem como a garantia climática promovendo progressivamente a qualidade do solo e garantir através de legislação municipal preços mínimos para serem praticados na comercialização de alimentos.

Para o Objetivo 6 que é Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todas e todos, se propõe a Implantação de políticas públicas com a intenção de manter o uso racional da água nas áreas urbanas e rurais da Bacia, bem como o apoio para a

realização das fiscalizações e monitoramento estaduais para a cobrança de outorga pelo uso da água dos poços das propriedades rurais conforme a Lei 8149/2004 regulamentada pelo decreto 34847/2019 que estabelece em seu artigo 10 que a outorga de direito de uso deverá ser emitida pela Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Naturais (SEMA) (MARANHÃO, 2004).

As metas do objetivo de desenvolvimento sustentável 6 estabelecem que até 2030 todos deverão alcançar o acesso universal e equitativo a água potável e segura, bem como o acesso a saneamento e higiene e a melhoria da qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando despejo e minimizando a liberação de produtos químicos e materiais perigosos.

Na bacia do córrego Pequiá observa-se que todo o abastecimento é realizado por bateria de poços artesianos em áreas urbanas e individuais nas propriedades rurais, onde não se utiliza para dessedentação humana as águas dos córregos, talvez devido a isto é que não exista a preocupação com a proteção e restauração dos ecossistemas relacionados a água, existindo ainda supressão de vegetação em áreas de preservação permanente e a proximidade de cemitério próximo ao córrego. Uma das metas que poderia ser utilizada inicialmente nas comunidades rurais seria o apoio e fortalecimento a participação para melhoria da gestão da água e do saneamento.

As metas contidas no objetivo 11 preveem que os assentamentos humanos devam se tornar inclusivos, seguros, resilientes e sustentáveis com previsão de redução dos impactos ambientais negativos nas cidades, inclusive prestando especial atenção à qualidade do ar, gestão de resíduos municipais e outros (ONU, 2018).

Com relação à gestão de resíduos sólidos, não existe prioridade para as zonas rurais dos municípios estudados o que leva a população a realizar o descarte em locais diversos, possibilitando a contaminação dos cursos d'águas nas sub-bacias ou a própria queima desses resíduos em áreas altamente vulneráveis.

Observando que a zona urbana do município de São Francisco do Brejão apresenta atualmente a grande concentração de seus habitantes, se torna necessário o planejamento de coleta e descarte de resíduos sólidos gerados, a fim de se evitar o despejo em locais inapropriados e mitigar futuras inundações por possíveis entupimentos na drenagem da cidade e manilhas sobre as estradas que cortam os córregos, e contaminação da água por metais ou substâncias químicas.

Após a avaliação da temperatura e vegetação em dois períodos distintos sendo um 1984, década que antecedeu a instalação do Polo Industrial de Açailândia e outro em 2020 mostraram o aumento médio de 4º Celsius na Bacia, muito provavelmente pelo aumento do

desmatamento e queimadas indo de encontro ao objetivo do desenvolvimento sustentável 13 no que diz respeito ao combate a mudanças climáticas, uma vez que atualmente toda e qualquer atividade de supressão é de responsabilidade da Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Naturais (SEMA) sediada em São Luís – MA, ficando a cargo da Secretaria municipal a possibilidade da execução da meta de capacitar e conscientizar a comunidade sobre mitigação, adaptação, redução de impacto e alerta precoce da mudança do clima.

Enquanto o planeta discute na COP26 (*Conference of the parties*) um possível acordo para controlar desmatamento e recuperar a vegetação dos biomas cerrado e amazônico inclusive e eliminar as queimas de carvão, a dinâmica do desenvolvimento amazônico segue sem muitos contrapontos, onde se utiliza do fogo para a limpeza e eliminação de biomassa florestal e aumentando consequentemente as temperaturas locais com a liberação de gases do efeito estufa, indo de encontro ao que se discute mundialmente.

A COP 21 em 2015 estabeleceu o limite máximo do aumento da temperatura do planeta em 2ºC, onde diversos países participaram e referendaram a proposta, porém o que se observou foi que não existiu o devido controle e muito menos a intenção em manter esse limite, fato este observado também neste estudo onde em 26 anos a temperatura média da bacia hidrográfica do pequiá aumentou 4º Celsius.

Atualmente a Bacia do Córrego Pequiá possui temperatura variando entre 30 a 35 ºC observação conforme mapa de temperatura elaborado para o ano de 2020, onde ocorre a maior atividade de microrganismos, porém, o aumento da temperatura poderá acarretar na diminuição nessa dinâmica e consequentemente o ambiente se tornará inapropriado para a proliferação desses organismos, acarretando maior dificuldade de recuperação, podendo ocorrer processos de desertificação no futuro próximo. Ainda para o objetivo 15 do desenvolvimento sustentável, está prevista a proteção, recuperação e promoção do uso sustentável dos ecossistemas terrestres e gestão sustentável das florestas e combater a desertificação dentre outras.

A implementação da gestão sustentável para a Bacia do Córrego Pequiá possibilitará através de ações de restauração do solo degradado melhoria nas condições ambientais, reduzindo a médio e longo prazo o empobrecimento dos solos e evitando que novas áreas sofram processos erosivos.

Com os valores dos focos de calor na casa dos 810 focos para o Estado, nos biomas Amazônico e Cerrado já correspondem a 98% do total de focos encontrados no ano de 2021 AGERP.

A escolha das sub-bacias do Brejão e Alto Pequiá mostram a necessidade de intervenção em áreas mais habitadas e com maior declividade, onde a supressão da vegetação tem possibilitado o aumento da temperatura na região, o aumento de áreas verdes e recomposição das áreas de preservação permanente podem diminuir a médio e longo prazo o acúmulo de sedimentos nos cursos d’água e a implementação e gestão de saneamento e dos recursos hídricos, assim como o desenvolvimento de projetos futuros que possibilitem a mudança do cenários atual.

# REFERÊNCIAS

ABDETA, G.C.; TESEMMA, A. B.; TURA, A. L.; ATLABACHEW, G. H. Morphometric analysis for prioritizing sub-watersheds and management planning and practices in Gidabo Basin, Southern Rift Valley of Ethiopia. **Applied Water Science**, v. 10, n. 158, 2020.

AÇAILÂNDIA. **Lei nº 04, de 09 de outubro de 2006**. Dispõe sobre o Plano Diretor Participativo do Município de Açailândia e dá outras providências. Açailândia: Câmara Municipal, 2006.

AÇAILÂNDIA. Prefeitura municipal de Açailândia. **Relatório final da política local de saneamento básico e do plano municipal de saneamento básico**. Açailândia, MA, 2017. 135p.

ACKERMANN, M.; SAMORA, P. R. Área de preservação permanente urbana e o manejo da água: inovação, resiliência e adaptação aos eventos hidrológicos extremos. **Labor e Engenho**, v. 14, p. e020007-e020007, 2020.

AGÊNCIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA DO ESTADO DO MARANHÃO (AGEDMA). 2019. Disponível em: https://www.aged.ma.gov.br/. Acesso em: 18 out. 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Portal da Agência Nacional das Águas. **Indicadores de qualidade – Índice de Estado Trófico (IET).** Disponível em: http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-estado-trofico.aspx. Acesso em: 05 maio 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Resolução 724, de 03 de outubro de 2011**. Estabelece procedimentos padronizados para a coleta e preservação de amostras de águas superficiais para fins de monitoramento da qualidade dos recursos hídricos, no âmbito do Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas (PNQA). Disponível em: https://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2011/724-2011.pdf. Acesso em: 05 maio 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Indicadores de qualidade – Índice de Estado Trófico (IET) - 2018. Disponível em: http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-estado-trofico.aspx. Acesso em: 05 maio 2021.

AKHTAR, N. *et al.* Modification of the Water Quality Index (WQI) process for simple calculation using the Multi-Criteria Decision-Making (MCDM) Method: A Review. **Water**, v. 13, n. 7, p. 905, 2021.

ALAM, A.; AHMED, B.; SAMMONDS, P. Avaliação de suscetibilidade de inundação flash usando os parâmetros de morfometria da bacia de drenagem em SE Bangladesh. **Quaternary International**, v. 575, p. 295-307, 2021.

ALEWELL, C. *et al.* Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International soil and water conservation research**, v. 7, n. 3, p. 203-225, 2019.

ALMEIDA, L. S.; COTA, A. L. S.; RODRIGUES, D. F. Saneamento, Arboviroses e Determinantes Ambientais: impactos na saúde urbana. **Revista Ciência & Saúde Coletiva**, v. 25, n. 10, p.3857-3868, 2020.

ALMEIDA, L. T. *et al.* Study of land use and land cover in the Mãe Bonifácia State Park in the City of Cuiabá-MT. **Research, Society and Development**, *[S. l.]*, v. 10, n. 12, p. e358101220632, 2021.

ÁLVAREZ, D. M.; POVEDA, G. Spatiotemporal Dynamics of NDVI, Soil Moisture and ENSO in Tropical South America. **Remote Sensing**, v. 14, n. 11, p. 2521, 2022.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington: American Public Health Association, 2017. 1569 p.

ARIFIN, S. S.; BAHARUDDIN; MULYADI, R.; RASYID, A. R. Analysis of changes in urban heat islands in gorontalo city using the landsat tm8 imagery. **Euro-Asia Conferences**, [*S. l.*], p. 179–183, 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 9898:1987 Preservação e técnicas de amostragem de afluente líquidos e corpos receptores - Procedimento**. Rio de Janeiro: ABNT, 1987.

AZEVEDO, P. V. *et al.* Análise morfométrica da bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açú: trecho do estado do Rio Grande do Norte. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 2, p. 434-444, 2020.

AZIZ, S. A.; STEWARD, B. L.; KALEITA, A. L.; KARKEE, M. Assessing the effects of DEM uncertainty on erosion rate estimation in an agricultural field. **Transactions of the ASABE**, v. 55, n. 3, p. 785, 2012.

BARROS, E. N. S. *et al*. Modelagem da erosão hídrica nas bacias hidrográficas dos rios Lontra e Manoel Alves Pequeno, Tocantins. **Brazilian Journal of Agricultural Sciences/Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 13, n. 1, 2018.

BATISTA, R. A. W. *et al.* Estimativa do fator de erosividade do solo da região do Vale do Ribeira Paulista, Brasil. **Formação**, v. 28, p. 441-460, 2021.

BEGHELLI, F. G. S. *et al*. Can a one-sampling campaign produce robust results for water quality monitoring? A case of study in Itupararanga Reservoir, SP, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, p. e6, 2016.

BERNANRDI, J. V. E. *et al.* Aplicação da análise das componentes principais na ordenação dos parâmetros físico-químicos no alto rio Madeira e afluentes, Amazônia Ocidental. **Geochimica Brasiliensis**, v. 23, n. 1, p. 79-90, 2009.

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**, Viçosa, v. 25, n. 2, p. 451-461, 2001.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 8. ed. São Paulo: Ícone, 2012. 355p.

BEYRUTH, Z. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 424, p. 51-65, 2000.

BEZERRA, P. E. S.; MORAES, E. T. I.; SOARES, I. R. C. Análise da Temperatura de Superfície e do Índice de Vegetação no Município de Belém na Identificação das Ilhas de Calor. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 70, n. 3, p. 803-818, 2018.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm. Acesso em: 10 dez. 2020.

BRASIL. **Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012.** Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 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 nos 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. 2012. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Ano CXLIX, n. 102, 28 maio 2012. Seção 1, p.1. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 10 mar. 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade Brasileira**. Brasília: MMA, 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Caderno da Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Ocidental**. Brasília: Grafimaq, 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº. 357.** Resolução de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005. 23 p. Disponível em: http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf. Acesso em: 15 jun. 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº. 274**. Brasília, 2000. 3 p. Disponível em: http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/Resolu%C3%A7%C3%A3o_Conama_274_Balneabilidade.pdf. Acesso em: 15 jun. 2021.

CALDERANO FILHO, B. *et al.* Caracterização de pedoambientes da mesorregião oeste maranhense, microrregião de Pindaré sob diferentes níveis de pastagens. **Embrapa Cocais-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)**, São Luís: EMBRAPA, 2018.

CANTELLE, T. D.; LIMA, E. C.; BORGES, L. A. C. Panorama dos recursos hídricos no mundo e no Brasil. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente – RAMA**, v. 11, n. 4, p. 1259-1282, 2018.

CARVALHO NETO, L. M. Uso e Ocupação do solo da Área de preservação permanente (APP) da microbacia do Córrego Barreiro, Uberaba (Minas Gerais). **Revista Brasileira de Sensoriamento Remoto**, v. 1, n. 2, 2021.

CARVALHO, A. P. P. *et al*. Fragilidade Ambiental à Erosão em uma Bacia Hidrográfica Antropizada no Nordeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Anuário do Instituto de Geociências**, São Paulo, v. 42, n. 3, p. 07-18, 2020.

CARVALHO, A. P.; BALDUINO, A. R.; MACIEL, G. F.; PICANÇO, A. P. Avaliação da poluição em rios utilizando índices de qualidade da água: um estudo de caso no Ribeirão São João em Porto Nacional –TO. **Revista Geociências** [online], v. 35, n. 3, p. 472-484, 2016.

CARVALHO, K. Q. *et al*. Influence of urban area on the water quality of the Campo River basin, Paraná State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 75, n. 4, p. 96-106, 2015.

CARVALHO, K. F.; MARQUES NETO, R. M. Análise Morfométrica da Bacia Hidrográfica do Córrego Humaitá (juiz de fora, mg) como subsídio à investigação de riscos a inundações: resultados preliminares. **Revista Geonorte**, v.2, n.4, p.138-149, 2012.

CARVALHO, N. E. **Desenvolvimento de baixo impacto no manejo de águas pluviais urbanas**: uma proposta para o município de Campinas. 2019. 131f. Dissertação (Mestrado em Sistemas de Infraestrutura Urbana) - Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Sistemas de Infraestrutura Urbana, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas, 2019.

CASTRO, R. A. **Fragilidade ambiental na Bacia do Córrego Água Branca, Açailândia – Ma.** 2009. 83f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Pará, Belém, 2009.

CASTRO, R. A.; SANTOS, O. C. Atividades econômicas e alterações no uso e ocupação do solo na bacia do córrego água branca, Açailândia (MA). **Caminhos de Geografia**, v. 17, n. 57, p. 212-221, 2016.

CLAUDINO, W. V. *et al*. Atributos físicos e conservacionistas da bacia hidrográfica do Rio Santa Helena. **Nativa**, v. 8, n. 1, p. 91-96, 2020.

CELENTANO, D. *et al.* Desmatamento, degradação e violência no "Mosaico Gurupi" – A região mais ameaçada da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 32, p. 315-339, 2018.

CHRISTOFOLETTI, A. Análise morfométrica de bacias hidrográficas. **Notícias Geomorfológicas**, Campinas, v. 18, n. 9, p. 35-64, 1969.

CHRISTOFOLETTI, A. La noción de equilibrio en geomorfología fluvial. **Revista de Geografia Norte Grande**, n. 8, p. 69-86, 1981.

COLIADO, P. H. S.; SIMONETTI, V. C.; SILVA, D. C. C. Avaliação das características físicas da bacia hidrográfica do rio Pariquera-Açu no Baixo Ribeira de Iguape (SP). **Holos Environment** [online], v. 20, p. 320-334, 2020.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras**: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas. São Paulo: CETESB, 2011.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Mortandade de Peixes**. 2021. Disponível em https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/. Acesso em 28 out. 2021.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Norma Técnica L5.202**: Coliformes totais, coliformes termotolerantes e Escherichia coli - Determinação pela técnica de tubos múltiplos. 2018. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2018/01/Para-enviar-ao-PCSM_-NTC-L5.202_5%C2%AAed-_dez.-2018.pdf. Acesso em: 22 abr. 2021.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 2020**. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/. Acesso em: 22 abr. 2022.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (CPRM). **Ação emergencial para reconhecimento de áreas de alto e muito alto risco a movimentos de massa e enchentes:** Açailândia - Maranhão. Brasília - DF: Serviço Geológico do Brasil, 2017, 38 p.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (CPRM). **Carta geológica folha Açailândia - SB.23-V-A. Escala1: 250.000 - Anexo I.** Serviço Geológico do Brasil, 1999. (Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil Carta Geológica).

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (CPRM). **Projeto Cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea, Estado do Maranhão**: relatório diagnóstico do município de Açailândia. Brasília, DF: Serviço Geológico do Brasil, 2011, p. 31.

CORADI, P. C.; FIA, R.; PEREIRA-RAMIREZ, O. Avaliação da qualidade da água superficial dos cursos de água do município de Pelotas-RS, Brasil. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 2, 2009.

CORREIA FILHO, F. L.; GOMES, E. R.; NUNES, O. O.; LOPES FILHO, J. B. **Projeto Cadastro de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea, estado do Maranhão**: relatório diagnóstico do município de Açailândia. Teresina: CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 2011. 31 p.

COSTA, L.; NUNES, L.; AMPATZIDIS, Y. A new visible band index (NDVI) for estimating NDVI values on RGB images utilizing genetic algorithms. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 172, p. 105334, 2020.

COSTA, J. S. *et al.* Estado de conservação e qualidade da água em uma bacia hidrográfica periurbana na Amazônia Central. **Scientia Plena**, v. 17, n. 9, p. 1-19, 2021.

COSTA, M. C. C. Implantação e avanço do pentecostalismo na amazônia maranhense: as assembleias de deus em imperatriz e na região sul do Maranhão (1952-1984). **Estudos Teológicos**, [*S. l.*], v. 61, n. 1, p. 110–125, 2021.

COUTINHO, L. M. *et al.* Cálculo do fator LS da Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS) para a bacia do Rio da Prata, Castelo-ES. **Revista Agro@ mbiente On-line**, [*S.l.*], v. 8, n. 1, p. 01-09, 2014. Disponível em: https://revista.ufrr.br/agroambiente/article/view/1454. Acesso em: 06 out. 2021.

CRISPIM, J. Q. *et al.* Avaliação da qualidade da água em rios da bacia hidrográfica Rio do Campo, município de Campo Mourão–PR. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 2, n. 3, p. 1046-1052, 2019. Disponível em: https://brazilianjournals.com/index.php/BJAER/article/view/1913. Acesso em: 24 abr. 2022.

CUNHA, D. C. *et al.* Proposta metodológica para definição de áreas prioritárias para recuperação vegetal de áreas de preservação permanente. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v.7, n. 4, p. 540-562, 2018.

DAGNACHEW, M.; KEBEDE, A.; MOGES, A.; ABEBE, A. Effects of climate variability on normalized difference vegetation index (NDVI) in the Gojeb river catchment, omo-gibe basin, Ethiopia. **Advances in Meteorology**, v. 2020, 2020.

DEGRANDE, E. J. S.; FIRMINO, G. V. Análise morfométrica e do uso da terra da bacia hidrográfica do córrego da onça, Presidente Prudente- SP. **Revista Geonorte**, v. 11, n. 38, p. 125-145, 2020.

DEMARCHI, J. C.; PIROLI, E. L.; ZIMBACK, C. R. L. Estimativa de perda de solos por erosão na bacia hidrográfica do ribeirão das perobas (SP) nos anos 1962 e 2011. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, [*S.l.*] v. 46, n. 1, p. 110-131, 2019.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, Kansas, v. 51, n.5, p. 427-433, 1996.

DIAS, E. R.; SILVA, R. M. Estimativa do risco à erosão do solo no município de Lucena – Paraíba. **Caminhos de Geografia**. v. 16, n. 54, p. 192–204, 2015.

DORNELLAS, P. C. XAVIER, R. A.; SILVA, R. M.; SEABRA, V. S. Análise morfométrica da bacia do alto rio Paraíba, região semiárida do estado da Paraíba. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 21, n. 3, 2020.

DUAN, W. *et al*. Recent advancement in remote sensing technology for hydrology analysis and water resources Management. **Remote Sensing**, v. 13, n. 6, p. 1097, 2021.

DUNKERLEY, D. Rainfall intensity in short events: Evaluating the "I30 is equal to twice the rainfall depth" approach advised for use with the Universal Soil Loss Equation by Wischmeier & Smith (1978). **CATENA**, v. 207, p. 105659, 2021.

ERFANIAN, A.; WANG, G.; FOMENKO, L. Unprecedented drought over tropical South America in 2016: significantly under-predicted by tropical SST. **Scientific reports**, v. 7, n. 1, p. 1-11, 2017.

FELDE, J. T. *et al*. Identificação das áreas de risco à enchente do Município de Rio Azul-PR com base no estudo da sub-Bacia urbana do Rio Faxinal. **Brazilian Journals**, v. 6, n. 6, 2020.

FERREIRA, F. S.; QUEIROZ, T. M.; SILVA, T. V.; ANDRADE, A. C. O. À margem do rio e da sociedade: a qualidade da água em uma comunidade quilombola no estado de Mato Grosso. Saúde e Sociedade, v. 26, n. 3, p. 822-828, 2017.

FERREIRA, R.; MOURA, M.; CASTRO, F. Uso de plataforma sig na caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Pancas – Brasil. **Nativa**, *[S. l.]*, v. 3, n. 3, p. 210-216, 2015.

FIORESE, C. H. U. *et al.* Levantamento da perda de solo atual por erosão hídrica do município de cachoeiro de Itapemirim (ES). **Cadernos Camilliani**, v. 16, n. 3, p. 1525-1546, 2021.

FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION (FAO). Compositional Analysis Methods. *In*: **Manuals of Food Quality Control, Food Analysis General Techniques, Additives, Contaminants and Composition of Food and Agricultural Organization of the United Nations.** Rome: FAO, 1980. p. 203-232.

FOSTER, G. R.; WISCHMEIER, W. H. Evaluating irregular slopes for soil loss prediction. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, n. 12, 305-309, 1974.

FRANÇA, M. V.; MEDEIROS, R. M., ARAÚJO, W. R; HOLANDA, R. M. Variabilidade dos índices de aridez e aplicabilidade da Equação de perda de solo no município de Amparo de São Francisco-Sergipe, Brasil. **Research, Society and Development,** v. 9, n. 10, p. e5609108756-e5609108756, 2020.

FREITAS, A. C. O.; ÁVILA, A. P. B.; FACCIOLI, M. G. G. Análise das outorgas de direito de uso de recursos hídricos na sub-bacia hidrográfica do rio Jacarecica. *In*: GARCIA, C. A. *et al*. (Org.) **Caracterização ambiental e hidrológica da bacia hidrográfica do Rio Jacarecica**. Belo Horizonte: Editora Poison, 2020, p. 33.

FROTA, N. V. S.; SONE, J. S.; WENDLAND, E. C. Variação espaço-temporal do fator cobertura e manejo do solo (fator C) para principais usos do solo no Cerrado. *In*: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 14., 2020, Campinas, **Anais** [...]. Campinas: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2020. p. 8.

GONÇALVES, V. A. *et al*. Biomassa e atividade microbiana de solo sob diferentes sistemas de plantio e sucessões de culturas. **Revista de Ciências Agrárias Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 62, 2019.

GOONETILLEKE, A.; VITHANAGE, M. Water resources management: Innovation and challenges in a changing world. **Water**, v. 9, n. 4, p. 281, 2017.

GUILHERME, A. P. *et al*. Relação entre tipo de cobertura do solo e temperatura de superfície. **Sociedade & Natureza**, v. 32, p. 515-525, 2022.

HORTON, R. E. Erosinal development of streams and their drainage basin: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological Society of America Bulletin**, v. 56, n. 3, p. 275, 1945.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Coordenação dos Recursos Naturais e Estudos Ambientais**. Rio de Janeiro: IBGE, 2005. 731p., 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades**: Maranhão: São Francisco do Brejão: infográficos: evolução populacional e pirâmide etária. Brasília, DF, 2018. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ma/sao-francisco-do-brejao/panorama. Acesso em: 10 abr. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades**: Maranhão: Açailândia: infográficos: evolução populacional e pirâmide etária. Brasília, DF, 2021. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ma/acailandia/panorama. Acesso em: 17 set. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Contas de ecossistemas**: o uso da terra nos biomas brasileiros: 2000-2018. Rio de Janeiro: IBGE, 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **PNSB 2008**: Abastecimento de água chega a 99,4% dos municípios, coleta de lixo a 100%, e rede de esgoto a 55,2%. 2010. Disponível em: https://censo2010.ibge.gov.br/noticias-censo.html?busca=1&id=%201&idnoticia=1691&t=pnsb-2008-abastecimento-agua-chega-99-4-municipios-coleta-lixo-100-rede&view=noticia. Acesso em: 20 jun. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Zoneamento Geoambiental do Estado do Maranhão**: diretrizes gerais para a ordenação territorial. Salvador: IBGE, 1997.

INSTITUTO MARANHENSE DE ESTUDOS SOCIOECONÔMICOS E CARTOGRÁFICOS. **Produto Interno Bruto dos Municípios do Estado do Maranhão: 2015**. São Luís: IMESC, 2017.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Landsat**. 2021. Disponível em: http://www.dgi.inpe.br/documentacao/satelites/landsat. Acesso em: 28 jul. 2021.

JACOMINE, P. K. T. A nova classificação brasileira de solos. **Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agronômica**, v. 5, p. 161-179, 2008.

KATUSIIME, J.; SCHÜTT, B. Integrated water resources management approaches to improve water resources governance. **Water**, v. 12, n. 12, p. 3424, 2020.

KOCH, F. F. *et al.* Análise de água superficial para consumo humano em um município do Rio Grande do Sul. **Revista Caderno Pedagógico**, v. 14, n. 1, 2017.

KUMAR, N.; SINGH, J. Evaluation of morphometric characteristics of Betwa drainage basin. **International Peer-Reviewed Journal**, v. 67, n. 3, p. 248-262, 2021.

LACERDA, G. L. B. *et al.* Caracterização morfométrica: estudo de caso da bacia hidrográfica do Riacho dos Grossos, Paraíba, Brasil. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 2, p. 362-376, 2019.

LAMANA, M. S. Aplicação da Equação universal de perda de solo (usle) em uma microbacia hidrográfica urbana. *In*: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, 14., 2020, Campinas, **Resumos** [...]. Campinas: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2020. p. 8.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo**: avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo: USP/ Departamento de Ecologia., 2004. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.

LOPES, T. R. *et al.* Priority areas for forest restoration aiming at the maintenance of water resources in a basin in the Cerrado/Amazon ecotone, Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 101, p. 102630, 2020.

LÓPEZ-POMA, R. *et al.* Impact of the conversion of Brazilian woodland savanna (Cerradão) to pasture and Eucalyptus plantations on soil nitrogen mineralization. **Science of the Total Environment**, v. 704, p. 135397, 2020.

LOURENÇO, R. W. *et al*. Reflexos ambientais do desenvolvimento e expansão das atividades humanas sobre a qualidade da água. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, p. 176-198, 2022.

LUO, Z.; SHAO, Q.; ZUO, Q.; CUI, Y. Impact of land use and urbanization on river water quality and ecology in a dam dominated basin. **Journal of Hydrology**, v. 584, p. 124655, 2020.

LUZ, C. C. S., NEVES, S. M. A. S., RAMOS, A. W. P.; FREITAS, L. E. Avaliação da degradação ambiental a partir da perda de solo por erosão hídrica na Bacia Hidrográfica do Rio Jauru-MT. **Cadernos de Agroecologia**, v. 15, n. 1, 2020.

MACHADO, R. A. S.; LOBÃO, J. S. B.; VALE, R. D.; SOUZA, A. P. M. J. Análise morfométrica de bacias hidrográficas como suporte a definição e elaboração de indicadores para a gestão ambiental a partir do uso de geotecnologias.In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO-SBSR, 15., 2011, Curitiba. **Anais** [...], Curitiba: GRID, 2011. p. 1441-1448.

MAIDMENT, D. **ArcHydro**: GIS for Water Resources. ESRI Press, Redlands, CA. 2002.

MANNIGEL, A. R.; CARVALHO, M. P.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 24, p. 1335-1340, 2002.

MARANHÃO. **Decreto 34.847 de 14 de maio de 2019**. Regulamenta a Lei nº 8.149, de 15 de junho de 2004, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e sobre o Sistema Estadual de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos, e dá outras providências. São Luís: Câmara dos Deputados, 2019.

MARANHÃO. **Lei 8.149 de 15 de junho de 2004**. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, o Sistema de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos, e dá outras providências. São Luís: Câmara dos Deputados, 2004.

MARANHÃO. Secretaria de Estado do Planejamento e Orçamento. **Regiões de Planejamento do Estado do Maranhão**. São Luís: SEPLAN, 2008.

MARÇAL, M. S.; GUERRA, A. J. T. Indicadores Ambientais Relevantes para a Análise da Suscetibilidade à Erosão dos Solos em Açailândia (MA). **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 4, n. 2, 2003.

MARÇAL, M. S.; RAMALHO, R. S.; GUERRA, A. J. T. Análise multitemporal do Município de Açailândia – Maranhão. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (SBSR), 10, 2001, Foz do Iguaçu. **Anais** [...], São José dos Campos, INPE. CD-ROM, p. 1-8.

MARENGO, J. A. *et al*. Changes in climate and land use over the Amazon region: current and future variability and trends. **Frontiers in Earth Science**, v. 6, p. 228, 2018.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, Camberra, v. 405, n. 6783, p.243-253, 2000.

MARQUES, A. C.; VERAS, C. E.; RODRIGUEZ, D. A. Assessment of water policies contributions for sustainable water resources management under climate change scenarios. **Journal of Hydrology**, v. 608, p. 127690, 2022.

MARQUES, E. D.; SILVA FILHO, E. V.; SOUZA, G. V. C.; GOMES, O. V. O. Controle hidrogeoquímico e origem da carga dissolvida das águas da bacia do rio São João: abordagem sobre as variações sazonais. **Revista Virtual de Química**, v. 9, n. 5, p. 2100-2120, out. 2017.

MATIAS, J. M. J. E.; SILVA, R. E. L; TENEDÓRIO, J. Cálculo da temperatura de superfície a partir de dados Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+ e Landsat 8 TIRS. **Livro de atas do XVI Colóquio Ibérico de Geografia**, p. 883-889, 2018.

MCCOOL, D. K. *et al.* Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. **Transactions of the ASAE**, v. 30, n. 5, p. 1387-1396, 1987.

MELTON, M. A. **An analysis of the relations among elements of climate, surface properties, and geomorphology**. New York: Department of Geology, Columbia University, 1957. (Technical Report, n. 11).

MIRANDA, A. C. D. S. **Erosões urbanas para percepção de risco**: o caso das voçorocas na cidade de Açailândia-MA. 111f. 2019. Dissertação (Mestrado em Gestão de Riscos e Desastres Naturais na Amazônia) – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2019.

MONTES, M. L. **Zoneamento geoambiental do estado do Maranhão**. Salvador: IBGE, 1997.

MORAIS, R. C. S.; SALES, M. C. L. Estimativa do potencial natural de erosão dos solos da bacia hidrográfica do Alto Gurguéia, Piauí-Brasil, com uso de Sistema de Informação Geográfica. **Caderno de Geografia**, v. 27, n. 1, p. 84-105, 2017.

NÓBREGA, R. L. B. *et al*. Ecosystem services of a functionally diverse riparian zone in the Amazon–Cerrado agricultural frontier. **Global Ecology and Conservation**, v. 21, p. e00819, 2020.

OLIVEIRA, L. N.; DE AQUINO, C. M. S. Dinâmica Temporal do uso e cobertura da terra na fronteira agrícola do MATOPIBA: Análise na sub-bacia hidrográfica do rio Gurguéia-Piauí. **Revista Equador**, v. 9, n. 1, p. 317-333, 2020.

OLIVERIA, V. G. *et al*. Variabilidade Temporal da Cobertura das Terras nos Estados da Paraíba e Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Meteorologia** [online], v. 36, n. 1, 2021.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável**. 2017. Disponível em: https://nacoesunidas.org/pos2015/. Acesso em: 27 out. 2021.

OZDEMIR, H.; BIRD, D. Evaluation of morphometric parameters of drainage networks derived from topographic maps and DEM in point of floods. **Environ Geol**, n. 56, p.1405–1415, 2009.

PARANHOS FILHO, A. C. *et al*. Multitemporal evaluation of soil loss in the Taquarizinho Basin, Mato Grosso do Sul–Brazil. **Boletim Paranaense de Geociências,** v. 52, p. 49-59, 2003.

PASQUALETTO, A.; LO PRESTI, D.; ROVAI, M.; MURO, A. Comparison of water resources policies between Brazil and Italy. **Laws**, v. 8, n. 4, p. 32, 2019.

PRAKASH, K. *et al.* Morphometric analysis using SRTM and GIS in synergy with depiction: a case study of the Karmanasa River basin, North central India. **Appl Water Sci**, v. 9, n.13, 2019.

PEREIRA, J. A. S. *et al.* Estudo da alteração da vegetação a partir do NDVI e do Albedo de Superfície na Bacia do Rio Garça-PE. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR, 17, João Pessoa, 2015. **Anais** [...]. São José dos Campos: INPE, 2019. p. 2208-2211.

PINHEIRO, D. C.; SALDANHA, E. C.; MONTE, C. N.; Índice de Estado Trófico e a proveniência do Fósforo e Clorofila-a em diferentes estações do ano em uma microbacia Amazônica. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 5, p. 89-100, 2019.

PINTO, C. C.; FARIA, F. P. C. P.; ALMEIDA, G. M. Utilização de modelo baseado em análise por componentes principais para identificação de condições críticas de qualidade de água superficial. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 4, 2021.

PRADEEP, G. S.; NINU KRISHNAN, M. V; VIJITH, H. Identification of critical soil erosion prone areas and annual average soil loss in an upland agricultural watershed of Western Ghats, using analytical hierarchy process (AHP) and RUSLE techniques. **Árabe J. Geosci**. 2014.

PROCHNOW, D. *et al*. Razão de perdas de terra e fator C da cultura do cafeeiro em cinco espaçamentos, em Pindorama (SP). **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 1, p. 91-98, 2005.

PROJETO MAPBIOMAS [COLEÇÃO 5]. Mapas de cobertura e uso do solo. 2019.

QUEIROZ, M. S. *et al*. Expedição Mindu: Análise Geográfica Do Igarapé Do Mindu. *In:* ALBUQUERQUE, C. C.; BATISTA, I. H. (org.). **Workshop sobre planejamento e desenvolvimento sustentável em Bacias Hidrográficas**. *E-book*. Manaus: Editora da UFRR, 2020. p. 922-932.

QUEIROZ, P. H. B.; CRISPIM, A. B.; SILVA, J. M. O. Atributos Morfométricos de um Segmento do Médio Curso da Bacia Hidrográfica do Rio Pacoti, Ceará-Brasil. **Perspectiva Geográfica**, v. 12, n. 16, p. 33-41, 2017.

RAMOS, L. D. M.; BONACCORSI, L. A.; DE PUPPI, H. Modelos de regulação e gestão de recursos hídricos: um estudo das experiências de 12 países do mundo. **Caderno PAIC**, v. 21, n. 1, p. 13-52, 2020.

RIBEIRO, B. M. G.; MENDES, C. A. B. Índice de Qualidade Ambiental Urbano: uma proposta metodológica aplicada a áreas urbanas de ocupação irregular. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., 2015, João Pessoa, **Anais** [...]. São José dos Campos: INPE, 2015. p. 25-29.

RILEY, M. C.; SILVA, A. S.; JESUS, T. B.; SANTOS, L. T. S. O. Análise da qualidade da água superficial das Lagoas Grande e Salgada em Feira de Santana-BA. **Caderno Prudentino de Geografia**, v. 1, n. 44, 162-193, 2022.

RIZZO, F. A. **Níveis de metais no solo e na água da microbacia do distrito Industrial do Pequiá, município de Açailândia, MA**. 2015. 98 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública e Meio Ambiente) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2015.

ROCHA, M. C.; PINHEIRO; K. S. F.; SOUSA, C. J. D. S.; BEZERRA, J. F. R. Saneamento e qualidade das águas na bacia hidrográfica do rio Paciência, ilha do Maranhão, Brasil. **Revista Geotemas**, n. 11, p. e02103-e02103, 2021.

ROCHA, R. M. *et al*. Caracterização morfométrica da sub-bacia do rio Poxim-Açu, Sergipe, Brasil. **Revista Ambiente & Água** [online], v. 9, n. 2, p. 276-287, 2014.

ROCHA NETO, B. P.; BLANCO, C. J. C. Determination of IDF curve for the Governador Newton Bello city in the state of Maranhão. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 9, n. 3, p. e39932374, 2020.

RODRIGUES, J. A. M.; MELLO, C. R.; VIOLA, M. R.; RODRIGUES M. C. Estimativa da vulnerabilidade dos solos à erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio Cervo–MG. **Geociências**, São Paulo, v. 36, n. 3, p. 531-542, 2018.

RODRIGUES NETO, M. R.; FERREIRA, M. M. F. Mapeamento da fragilidade ambiental à processos erosivos lineares e movimentos de massa na área de proteção ambiental da bacia

hidrográfica do rio Machado- MG. **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros, Seção Três Lagoas**, v. 1, n. 32, p. 245-283, 24 dez. 2020.

ROZENSTEIN, O.; QIN, Z.; DERIMIAN, Y.; KARNIEL, A. Derivation of land surface temperature for Landsat-8 TIRS using a Split Window Algorithm. **Sensors**, [*S. l.*], v. 14, p. 5768-5780, 2014.

SAATY, T. L. Axiomatic foundation of the Analytic Hierarchy Process. **Management Sci.**, v. 32, n. 7, p. 841-855, 1986.

SALES, J. C. A. *et al*. Relação entre a integridade da mata ciliar e a distribuição de renda na Bacia Hidrográfica do Rio Una. **Scientia Plena**, v. 17, n. 7, p. 1-15, 2021.

SANGMA, F.; GURU, B. Watersheds characteristics and prioritization using morphometric parameters and fuzzy analytical hierarchal process (FAHP): a part of lower Subansiri sub-basin. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**, v. 48, n. 3, p. 473-496, 2020.

SANO, E. E. *et al*. Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **Journal of environmental management**, v. 232, p. 818-828, 2019.

SANTOS, C. A. A. S. *et al*. Analysis of the quality of the recreational water in spas in the City of Açailândia, Maranhão, Brazil. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 13, p. e264101321080, 2021.

SANTOS, F. A.; DE AQUINO, C. M. S. Estimativa da erodibilidade dos solos em área suscetível à desertificação, no estado do Piauí: o caso dos municípios de Castelo do Piauí e Juazeiro do Piauí. **Revista GeoPantanal**, v. 10, n. 19, p. 101-111, 2015.

SANTOS, H. G. *et al*. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

SANTOS, K. A.; FORMIGA; K. T. M.; BRAGA, V. S.; FARIA, K. M. S. Morphological changes in the hydrographic basin of the Córrego Barreiro throughout the urbanization process, Goiânia-GO. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 13, 2021.

SCHUMM, S. A sinuosity of alluvial rivers on the great plains. **Bulletin of Geological Society of America**, v. 74, n. 9, 1963.

SCHUMN, S. A. Evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth Amboy, New Jersey.Geol. **Soc. Am. Bull**., v. 67, p. 597–646, 1956.

SERVIDONI, L. E. *et al.* Atributos morfométricos e hidrológicos da Bacia Hidrográfica do Alto Sapucaí, Minas Gerais. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 41, p. e169817-e169817, 2021.

SETHUPATHI, A. S. *et al*. Prioritization of miniwatersheds based on morphometric analysis using remote sensing and GIS techniques in a draught prone Bargur-Mathur subwatersheds, Ponnaiyar River basin, India. **International Journal of Geomatics and Geosciences**, v. 2, n. 2, p. 403-414, 2011.

SREEDEVI, P. D. *et al*. Drainage morphometry and its influence on hydrology in a semi-arid region: Using SRTM data and GIS. **Applied Water Science**, v. 9, n. 13, 2019.

SHIMAKURA, S. E. **Interpretação do coeficiente de correlação**. 2006. Disponível em: http://leg.ufpr.br/~silvia/CE003/node74.html Acesso em: 15 set. 2021.

SHIVASWAMY, M.; RAVIKUMAR, A. S.; SHIVAKUMAR, B. L. Quantitative Morphometric and Hypsometric Analysis Using Remote Sensing and GIS Techniques. **International Journal of Advanced Research in Engineering and Technology**, v. 10, n.4, p 1-14, 2019.

SILVA, A. L. H. *et al.* Estimativa da perda de solo no município de Goiânia entre os anos de 1998 e 2018, utilizando-se dados da literatura científica e do projeto RADAM. **Geoambiente On-line**, n. 41, 2021.

SILVA, A. M. C.; CASÉ, M.; LOPES, D. V.; Qualidade da água como reflexo de atividades antrópicas em bacias hidrográficas do Nordeste, Brasil. Geosul, v. 34, n. 72, p. 102- 123, 2019.

SILVA, C. S.; GIRÃO, O. Análise morfométrica e caracterização geomorfológica da bacia hidrográfica do rio Jaboatão (BHRJ)–Pernambuco. **Geosul**, v. 35, n. 75, p. 441-460, 2020.

SILVA, D. C. C. *et al.* Análise temporal da temperatura de superfície obtida por sensoriamento remoto. **Holos Environment**, v. 20, p. 186-197, 2020.

SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; OLIVEIRA, R. A.; LOURENÇO, R. W. Proposta metodológica para análise espacial de nutrientes do solo em bacias hidrográficas. **Sociedade & Natureza**, [*S. l.*], v. 30, n. 3, p. 85-107, 2018.

SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; SALES, J. C. A.; LOURENÇO, R. W. Identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável usando NDVI para o cálculo do fator C da USLE. **Raega - O Espaço Geográfico em Análise**, [*S.l.*], v. 42, p. 72 - 85, 2017.

SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; SALES, J. C. A.; LOURENÇO, R. W. Uso de Indicadores Morfométricos como Ferramentas para Avaliação de Bacias Hidrográficas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 9, n. 2, p. 627-642, 2016.

SILVA, D. C. C.; SALES, J. C. A.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; LOURENÇO, R. W. Caracterização morfométrica e suas implicações no acúmulo de sedimentos em reservatórios: o caso da represa Hedberg, Iperó/SP. **Raega - O Espaço Geográfico em Análise**, v. 36, p. 225-245, 2016.

SILVA, E. C.; GUTJAHR, A. L. N.; BRAGA, C. E. S. Physical-chemical characterization of water from an amazon urban river, Capanema, Pará, Brazil. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 16, p. e51101622866, 2021.

SILVA, F. D. G. B. D. *et al.* Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim-SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, p. 141-148, 2010.

SILVA, H. G. B. *et al.* Determinação de áreas prioritárias para restauração e implantação de reservas legais no entorno do Parque Estadual Mata dos Godoy. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 19., 2019, Santos, **Anais** [...]. São José dos Campos: INPE, 2019. p. 2208-2211.

SILVA, J. B. A.; DUARTE, S. M. A. Caracterização morfométrica da sub-bacia do rio espinharas no estado da Paraíba-PB. **Tecno-Lógica**, Santa Cruz do Sul, v. 24, n. 1, p. 112-116, 2020.

SILVA, J. P. S.; LOUREIRO, G. E.; SOUSA, I. Spatio-temporal analysis of the earth's surface temperature in Marabá City, Pará, Brazil. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 7, p. e41710716718, 2021.

SILVA, M. R. C. *et al.* Qualidade da Água da Bacia do Rio Pindaré, nos trechos correspondentes aos Municípios de Pindaré- Mirim, Tufilândia e Alto Alegre no Estado do Maranhão. **Águas Subterrâneas**, v. 31, n. 4, p. 347-354, 2017.

SILVA, S. B. *et al*. Atividade microbiana do solo após queima de biomassa na floresta amazônica ocidental–Acre, Brasil. *In*: CONGRESO LATINOAMERICANO DE LA CIENCIA DEL SUELO, 19, 2012, Mar del plata, **Resumos** […] Mar del plata:AACS, 2012, p. 6.

SILVA NETO, J. C. A.; ALEIXO, N. C. R. Erosividade da chuva na região do médio solimões, Amazonas, Brasil. **Caminhos de Geografia**, v. 21, n. 77, p. 01-17, 2020.

SIMONETTI, V. C. *et al.* Análise da suscetibilidade do solo a processos erosivos do Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade (PNMCBIO) de Sorocaba (SP). **Raega - O Espaço Geográfico em Análise**, v. 44, p. 169-180, 2018.

SOARES, L.; LOPES, W.; CASTRO, A. C.; ARAUJO, G. Análise morfométrica e priorização de bacias hidrográficas como instrumento de planejamento ambiental integrado. **Revista Do Departamento De Geografia**, v. 31, p. 82-100. 2016.

SOUSA, J. A. P. *et al.* Modelagem para identificação de sub-bacias suscetíveis à erosão do solo utilizando a abordagem de soma ponderada. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 5, p.2685-2699, 2021.

SOUSA, J. A. P. *et al.* Proposta de um indicador de sustentabilidade para fragmentos florestais (ISFF) por meio de modelagem ambiental. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 01, p. 250-267, 2022.

SOUZA, A. R.; DUPAS, F. A.; DRUMMOND, I. N.; COSTA, C. W. Zoneamentos da vulnerabilidade ambiental e expectativa de perda de solo: é possível usar a usle na determinação de vulnerabilidade ambiental?. **Geociências (São Paulo)**, v. 38, n. 4, p. 1105-1119, 2019.

SOUZA, B. I.; SUERTEGARAY, D. M. A.; LIMA, E. R. V. Desertificação e seus efeitos na vegetação e solos do Cariri Paraibano (desertification and its effects over the vegetation and soils of the cariri region of Paraíba–Brazil). **Mercator**, v. 8, n. 16, p. 217-232, 2009.

SOUZA, D. F.; GONZALEZ, G. D. D.; TEIXEIRA FILHO, J. Variação temporal do índice de vegetação normalizada como ferramenta de identificação dos açudes na bacia hidrográfica do Ribeirão das Cabras. **Revista Cerrados**, v. 17, n. 1, p. 222-239, 2019.

SOUZA, F. L. P. *et al.* Geotecnologias na avaliação de perdas de solo. **IRRIGA**, v. 24, n. 3, p. 624-644, 2019.

SOUZA, N. C.; LOLLO, J. A.; ALMEIDA FILHO, G. S. Modelo de suscetibilidade à erosão aplicado ao gerenciamento de linhas férreas. Estudo de caso: Malha paulista–SP (Bacia do tietê –Sorocaba). **Geociências**, v. 38, n. 2, p. 549 - 566, 2019.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions American Geophysical Union**, v. 38, n. 6, p. 913–920, 1957.

STRAHLER, A. N. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. *In:* CHOW, V.T. (ed). **Handbook of Applied Hydrology**. New York: McGraw Hill Book Company, 1964. Section 4-11.

TANAJI, P. P.; AJIT, C. V.; VISHNU, D. S. Urban weather assessment using LST, NDBI and NDVI of Kolhapur city, Maharashtra. **Disaster Advances**, v. 14, n. 4, p. 76-84, 2021.

TAVARES, A.S.; UAGODA, R.E.S.; SPALEVIC, V.; MINCATO, R.L. Analysis of the erosion potential and sediment yield using the Intero model in an experimental watershed dominated by karst in Brazil. **Agriculture and Forestry**, v. 67 n. 2, p. 153-162, 2021.

TAKIKAWA, B. Y.; SILVA, D. C. C.; LOURENÇO, R. W. Proposta metodológica para elaboração de um indicador de fragilidade ambiental para fragmentos florestais. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 41, p. e170587, 2021.

TOFFOLLI, T. N.; RODRIGUES JUNIOR, R. S.; FERREIRA, J. H. D. Padrão Espacial do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e da Temperatura da Superfície Terrestre (TST) no Município de Campo Mourão/PR. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 42, n. 4, p. 182-188, 2020.

TONIOLO, B. P. *et al.* Análise Espacial de Perda de Solo por Erosão na Bacia Hidrográfica do Rio Jundiaí-Mirim - SP. **Guaju**, v. 7, p. 209-236, 2021.

TONIOLO, B. P. OLIVEIRA, R. A.; LOURENÇO, R. W.; SILVA, D, C, C. Indicadores morfométricos como instrumento de gestão da bacia hidrográfica do Rio Cotia (SP). **Holos Environment**, v. 21, p. 282-302, 2021.

UDDIN, M. G.; NASH, S.; OLBERT, A. L. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. **Ecological Indicators**, v. 122, p. 107218, 2021

USGS (United States Geological Survey). Imagem do Satélite Landsat 8 Sensor Operacional Land Imager (OLI). Órbita/Ponto 223/63 de 22 de junho de 2020. Disponível em: https://earthexplorer.usgs.gov/. Acesso em: 01 jun. 2021.

USGS (United States Geological Survey). Imagem do Satélite Landsat 8 Sensor Operacional Land Imager (OLI). Órbita/Ponto 223/64 de 22 de junho de 2020. Disponível em: https://earthexplorer.usgs.gov/. Acesso em: 01 jun. 2021.

USGS. (United States Geological Survey). Imagem do Satélite Landsat 5 Thematic Mapper (TM). Órbita/Ponto 223/64 de 9 de agosto de 1984. Disponível em: https://earthexplorer.usgs.gov/. Acesso em: 01 jun. 2021.

USGS. United States Geological Survey. Imagem do Satélite Landsat 5 Thematic Mapper (TM). Órbita/Ponto 223/63 de 9 de agosto de 1984. Disponível em: https://earthexplorer.usgs.gov/. Acesso em: 01 jun. 2021.

VALE, F. **Lá entre os brejos**. Imperatriz: Ética, 2012. 119 p.

VASCONCELLOS, R. L. F. *et al*. Nitrogênio, carbono e compactação do solo como fatores limitantes do processo de recuperação de matas ciliares. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** [online], v. 37, n. 5, 2013.

VERMA, N.; PATEL, R. K.; CHOUDHARI, P. Watershed prioritization for soil conservation in a drought prone watershed of Eastern India: Tel River Basin, Odisha. **Geology, Ecology, and Landscapes**, 2022.

VIDAL, T. F.; CAMPELO NETO, J. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 18, n. 4, 2014.

VIEIRA, L. T. A. *et al.* Reviewing the Cerrado's limits, flora distribution patterns, and conservation status for policy decisions. **Land Use Policy**, v. 115, p. 106038, 2022.

VIEIRA, S. D. M., TORRES, J. L. R.; BARRETO, A. C. Avaliação morfométrica e vazão da microbacia do Córrego do Inhame, em Uberaba-MG. **Revista Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação**, v. 3, n. 2, p. 105-114, 2019.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada.** São Paulo: McGraw-Hill, 1975. 245p

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses – A guide to conservation planning**. Washington, USDA, 1978. 58p.

YAMAMOTO, M. K. *et al.* Variação da tendência da temperatura da superfície terrestre em uma série temporal do sensor modis. **REGRASP**, v.2, n. 4, p.28-42, 2017.

ZHANG, Y.; ZHOU, Z.; ZHANG, H.; DAN, Y. Quantifying the impact of human activities on water quality based on spatialization of social data: a case study of the Pingzhai Reservoir Basin. **Water Supply**, v. 20, n. 2, p. 688–699.

ZOLIN, T. D. S. *et al*. Carta de Áreas Prioritárias para Recuperação na Bacia do Córrego Laranja Doce, em Dourados/MS, com base no Fator A e Temperatura de Superfície Terrestre. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 43, n. 3, p. 190-202.