



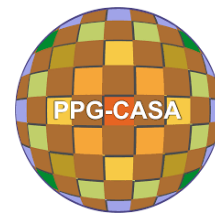
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente e
Sustentabilidade na Amazônia - PPGCASA

GIULIANA SILVA DOS SANTOS

MAPEAMENTO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RECUPERAÇÃO
AMBIENTAL NAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTES (APPS) DA
BACIA HIDROGRÁFICA DO SÃO RAIMUNDO, MANAUS/AM

MANAUS - AM

2025



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente e
Sustentabilidade na Amazônia - PPGCASA

GIULIANA SILVA DOS SANTOS

Mapeamento de Áreas Prioritárias para Recuperação Ambiental nas Áreas de
Preservação Permanentes (APPs) da Bacia Hidrográfica do São Raimundo,
Manaus/AM

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia, da Universidade Federal do Amazonas, para a obtenção do título de Mestre em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia, na linha de pesquisa Desenvolvimento Sustentável, Gestão e Políticas Públicas.

Orientadora: Profa. Dra. Suzy Cristina Pedroza da Silva

MANAUS - AM

2025

Ficha Catalográfica

Elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

- S237m Santos, Giuliana Silva dos
Mapeamento de áreas prioritárias para recuperação ambiental nas Áreas de Preservação Permanentes (APPs) da Bacia Hidrográfica do São Raimundo, Manaus/AM / Giuliana Silva dos Santos. - 2025.
135 f. : il., color. ; 31 cm.
- Orientador(a): Suzy Cristina Pedroza da Silva.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Amazonas, Programa de Pós-Graduação Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia, Manaus, 2025.
1. Análise espacial. 2. Planejamento ambiental. 3. Fragilidade emergente. 4. APPs urbanas. 5. Recuperação ecológica. I. Silva, Suzy Cristina Pedroza da. II. Universidade Federal do Amazonas. Programa de Pós-Graduação Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia. III. Título
-

GIULIANA SILVA DOS SANTOS

**MAPEAMENTO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RECUPERAÇÃO
AMBIENTAL NAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTES (APPS) DA
BACIA HIDROGRÁFICA DO SÃO RAIMUNDO, MANAUS/AM**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia da Universidade Federal do Amazonas, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia, na área de concentração de Desenvolvimento Sustentável, Gestão e Políticas Públicas.

Aprovado em 12 de Setembro de 2025

Banca Examinadora

Dr. João Rodrigo Leitão dos Reis

Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas

Dra. Mônica Alves Vasconcelos

Centro Gestor e Operacional do Sistema de Proteção da Amazônia

Dr. João Victor Figueiredo Cardoso Rodrigues

Universidade Federal do Amazonas

MANAUS – AM 2025

AGRADECIMENTOS

O processo de elaboração deste trabalho não foi nada simples nem rápido. Ao longo desse percurso, contei com o apoio de diversas pessoas que, de diferentes maneiras, contribuíram para a construção do meu raciocínio científico — seja por meio de observações cuidadosas no trabalho, seja em conversas informais que, de forma inesperada, ajudaram a amadurecer ideias e reflexões.

Contudo, o apoio mais essencial para que eu não desistisse diante das dificuldades vivenciadas nos últimos dois anos veio das pessoas mais próximas, que estiveram ao meu lado nos aspectos mental, emocional e espiritual. São elas que amo, admiro e a quem expresso minha mais profunda gratidão, pois foram fundamentais para que eu concluísse esta dissertação com grande satisfação pessoal e profissional.

Agradeço especialmente ao meu marido, Diego Oliveira, aos meus pais, Marcus Vinicius e Laura Jane, e às minhas amigas Gabriela Campelo e Alana Rosas. Foram essas pessoas que acreditaram em mim quando eu mesma duvidei, que estiveram presentes nos momentos necessários, que reafirmaram minha capacidade e demonstraram orgulho pela minha trajetória. A elas dedico este trabalho.

Agradeço à Universidade Federal do Amazonas (UFAM), em especial ao Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia (PPGCASA), pela oportunidade de formação acadêmica e pelo suporte institucional ao longo do curso. Agradeço também à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado, que foi fundamental para a realização desta pesquisa.

RESUMO

Este estudo teve como objetivo mapear a fragilidade ambiental e identificar áreas prioritárias para recuperação nas Áreas de Preservação Permanente - da Bacia Hidrográfica do São Raimundo -, localizada integralmente na malha urbana de Manaus, no Amazonas, marcada por intensa pressão antrópica, ocupações irregulares e degradação dos serviços ecossistêmicos. Para subsidiar diagnósticos espacializados e apoiar políticas públicas de recuperação ambiental, foram utilizadas geotecnologias integradas, incluindo Sistemas de Informação Geográfica, sensoriamento remoto e análise multicritério. Sete fatores ambientais foram considerados: uso e cobertura do solo, declividade, erodibilidade, erosividade da chuva, suscetibilidade à inundação, vigor da vegetação e perda de solo estimada. Os fatores foram reclassificados segundo a escala de fragilidade ambiental de Ross, normalizados e ponderados pelo método Analytic Hierarchy Process, resultando no Índice de Áreas Prioritárias para Recuperação. Os mapas temáticos produzidos evidenciaram que as áreas de maior prioridade se concentram em trechos urbanos com forte adensamento populacional, intensa impermeabilização e supressão da vegetação, sobretudo ao longo do igarapé do Mindu e de seus afluentes. Por fim, conclui-se que a integração de geoprocessamento e análise multicritério é eficaz para diagnosticar a fragilidade emergente em ambientes urbanos amazônicos e orientar estratégias de restauração ecológica, contribuindo para a gestão territorial e o fortalecimento do planejamento ambiental sustentável de Manaus.

Palavras-chave: Análise espacial; Planejamento ambiental; Fragilidade emergente; APPs urbanas; Recuperação ecológica.

ABSTRACT

This study aimed to map environmental fragility and identify priority areas for recovery in the Permanent Preservation Areas of the São Raimundo Watershed, fully located within the urban fabric of Manaus, Brazil, which is marked by strong anthropic pressure, irregular occupations, and ecosystem service degradation. To support spatialized diagnostics and environmental recovery policies, integrated geotechnologies were applied, including Geographic Information Systems, remote sensing, and multicriteria analysis. Seven environmental factors were considered: land use and land cover, slope, soil erodibility, rainfall erosivity, flood susceptibility, vegetation vigor, and estimated soil loss. These factors were reclassified according to Ross's environmental fragility scale, normalized and weighted using the Analytic Hierarchy Process, resulting in the Priority Areas for Recovery Index. The thematic maps produced showed that the highest priority areas are concentrated in urban sections with high population density, intense soil sealing, and vegetation suppression, especially along the Mindu stream and its tributaries. The results demonstrate that the integration of geoprocessing and multicriteria analysis is effective in diagnosing emergent fragility in Amazonian urban environments and guiding ecological restoration strategies, contributing to territorial management and strengthening sustainable urban planning in Manaus.

Keywords: Spatial analysis; Environmental planning; Emerging fragility; Urban APPs; Ecological restoration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma da metodologia.	27
Figura 2 - Mapa de localização da Bacia Hidrográfica do São Raimundo.	32
Figura 3 - Mapa Hipsométrico da Bacia no estudo.	35
Figura 4 - Mapa da classificação supervisionada do uso e cobertura do solo..	42
Figura 5 - Mapa da declividade classificado	44
Figura 6 - Mapa da Pedologia do Estado do Amazonas, Brasil.	46
Figura 7 - Mapa da Pedologia do Município de Manaus, Amazonas	47
Figura 8 - Mapa do fator erodibilidade dos solos (K).	49
Figura 9 – Distribuição espacial da erosividade da chuva no estado do Amazonas (1984–2024).	52
Figura 10 - Mapa da erosividade pluviométrica (R).	53
Figura 11 - Mapa dos valores de NDVI - Vigor da Vegetação	57
Figura 12 - Mapa do Fator Topográfico (LxS)..	60
Figura 13 - Mapa do Fator CxP do uso e ocupação da terra..	64
Figura 14 - Resumo dos sete fatores propostos no estudo.	67
Figura 15 - Mapeamento da rede de drenagem e ordens hierárquicas de drenagem da BHSR..	72
Figura 16 - Mapa do Uso do Solo (USL) classificado conforme parâmetros do estudo.	77
Figura 17 - Mapa da Declividade classificada conforme parâmetros do estudo	81
Figura 18 - Mapa Erodibilidade do solo (K) classificado conforme parâmetros do estudo.	85
Figura 19 - Gráfico da Precipitação e Erosividade no Amazonas e em Manaus	86
Figura 20 - Mapa Erosividade Pluviométrica (R) classificado conforme parâmetros do estudo.	89
Figura 21 - Mapa da suscetibilidade à inundação (HAND) classificado conforme parâmetros do estudo..	91
Figura 22 - Mapa Vigor da Vegetação (VVEG) classificado conforme parâmetros do estudo..	94
Figura 23 - Mapa da classificação do fator A (Perda de solo) da BHSR	99
Figura 24 - Mapa dos Bairros presentes na BSHR	101
Figura 25 - Mapa da População por Bairro da BHSR.	102
Figura 26 - Mapa da Fragilidade emergente segundo Ross (1994).	107
Figura 27 - Mapa da proposta de Áreas Prioritárias à Recuperação Ambiental para a BHSR..	111
Figura 28 - Mapa das Áreas Prioritárias para recuperação com recorte para as APPs da BHSR. .	116

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Grau de fragilidade da declividade da bacia em estudo.	43
Tabela 2 – Grau de fragilidade do fator Inundação (HAND)	54
Tabela 3 – Valores atribuídos ao fator $C \times P$.	63
Tabela 4 - Grau de Fragilidade do Fator A (USLE) na Bacia em Estudo.	65
Tabela 5 - Matriz de pesos dos critérios definida pelo AHP.	70
Tabela 6 - Largura e parâmetros das APPs da Bacia do São Raimundo.	73
Tabela 7 - Grau de fragilidade do fator uso do solo da bacia no estudo.	78
Tabela 8 - Resultado baseado nos critérios de classificação da Declividade Ross (1994).	82
Tabela 9 - Grau de fragilidade do fator erodibilidade (k) da bacia no estudo.	85
Tabela 10 - Grau de fragilidade do fator erosividade da bacia em estudo.	88
Tabela 11 - Grau de Fragilidade do Fator Vigor da Vegetação (VVEG).	95
Tabela 12 - Pesos finais para cada um dos sete critérios ambientais.	110

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Fragilidade quanto ao nível de urbanização.	16
Quadro 2 - Classificação das unidades de fragilidade segundo Ross (1994).	17
Quadro 3 - Escala contínua para elaboração da matriz de comparação pareada	69

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS	12
2.1 OBJETIVO GERAL	12
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	12
3. REFERENCIAL TEÓRICO	13
3.1 BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS E APPs	13
3.2 FRAGILIDADE AMBIENTAL: POTENCIAL E EMERGENTE (ROSS, 1994)	15
3.3 MODELAGEM MATEMÁTICA DE PERDA DE SOLOS (RUSLE)	19
3.4 HAND e NDVI	20
3.4.1 HAND – Índice de Altura sobre o Drenagem mais Próxima	20
3.4.2 NDVI – Índice de Vegetação por Diferença Normalizada	21
3.5 AHP PARA PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS	23
3.6 ESTUDOS APLICADOS À AMAZÔNIA	24
3.7 SETOR CENSITÁRIO: SUPORTE À ANÁLISE	26
4. ESTRATÉGIAS METODOLÓGICAS	27
4.1 ETAPAS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	27
4.2 ÁREA CONTEXTUAL DE ESTUDO	31
4.2.1 A Bacia do São Raimundo, Manaus/AM	31
4.2.2 Delimitação da Bacia	37
5. RESULTADOS	40
5.1 BASE CARTOGRÁFICA DE APOIO	40
5.1.1 Organização dos dados cartográficos e Pré-processamento	40
5.2 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO (USL)	41
5.3 DECLIVIDADE (DECLIV)	44
5.4 ERODIBILIDADE DO SOLO (K)	46
5.5 EROSIVIDADE DA CHUVA (R)	50
5.6 SUSCETIBILIDADE À INUNDAÇÃO (HAND)	54
5.7 VIGOR DA VEGETAÇÃO (VVEG)	56
5.8 PERDA DE SOLO ESTIMADA (A)	59
5.8.1 Fator LS – Topografia	59
5.8.2 Fator $C \times P$ – Uso do Solo e Práticas Conservacionistas	63
5.8.3 Integração dos Fatores da Equação RUSLE e Geração do Mapa de Perda de Solo (A)	66

5.9 FRAGILIDADE AMBIENTAL – INTEGRAÇÃO ARITMÉTICA	67
5.10 AQUISIÇÃO, TRATAMENTO E MAPEAMENTO DE MAPAS CENSITÁRIOS	69
5.11 ELABORAÇÃO DO ÍNDICE DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À RECUPERAÇÃO – IAPR (AHP)	69
5.12 DELIMITAÇÃO DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APPS)	71
5.13 ANÁLISE DOS RESULTADOS VERIFICAÇÃO MATEMÁTICA DE ACURÁCIA	75
6. DISCUSSÃO	77
6.1 FATOR USL (USO DO SOLO)	77
6.2 FATOR DECLIV (DECLIVIDADE)	80
6.3 FATOR K (ERODIBILIDADE)	84
6.4 FATOR R (EROSIVIDADE DA CHUVA)	86
6.5 FATOR HAND (SUSCETIBILIDADE INUNDAÇÃO)	91
6.6 FATOR VVEG (VIGOR DA VEGETAÇÃO)	95
6.7 FATOR A (PERDA DE SOLO - RUSLE)	98
6.8 ASPECTOS SOCIOAMBIENTAIS: POPULAÇÃO E OCUPAÇÃO URBANA	101
6.9 FRAGILIDADE AMBIENTAL	106
6.10 ÍNDICE DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À RECUPERAÇÃO – IAPR (AHP)	109
6.11 ÁREAS PRIORITÁRIAS NAS APPS	113
7.CONCLUSÕES	117
8.REFERÊNCIAS	119
9.ANEXOS	133
Cálculo da Razão de Consistência (CR) – AHP	133

1. INTRODUÇÃO

Este estudo concentra-se na Bacia Hidrográfica do São Raimundo (BHSR), integralmente inserida na área urbana de Manaus (AM), que sofre intensa pressão antrópica e fragmentação de suas Áreas de Preservação Permanente (APPs). Considerando o papel crítico dessas áreas no equilíbrio hidrológico, na contenção de erosões e na mitigação de impactos ambientais urbanos, propôs-se aqui a identificação de áreas prioritárias para recuperação ambiental mediante técnicas de geoprocessamento e análise multicritério.

A urbanização acelerada de Manaus, impulsionada pela Zona Franca (1967), elevou sua população de 300 mil habitantes (década de 1970) para mais de 2 milhões (2022), concentrados em apenas 4% do território municipal (IBGE, 2022). Essa expansão desordenada, aliada à insuficiência de planejamento, intensificou impactos como voçorocas na zona Leste e alagamentos na zona Norte (FROTA FILHO, 2022; MOLINARI, 2022), além de degradar áreas sensíveis, especialmente as APPs ao longo de cursos d'água e encostas. A perda de integridade ecológica nessas zonas agrava vulnerabilidades socioambientais, marcadas pela carência de infraestrutura, saneamento e serviços públicos nas periferias (MOLINARI, 2022).

Nesse contexto, a recuperação das APPs surge como uma estratégia para a resiliência urbana, respaldada principalmente pelo Código Florestal (Lei 12.651/12) e pela Política Nacional de Meio Ambiente (Lei 6.938/81). Sua efetivação é importante para a conservação hídrica e controle erosivo, e para o cumprimento de Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS 6, 11, 13 e 15) como aponta Lorenzini (2022). A BHSR, apresenta APPs com supressão de mata ciliar, ocupações irregulares e a degradação de serviços ecossistêmicos, conforme alertado por Araújo *et al.* (2009) e Tucci (2008).

Diante da escassez de estudos técnicos específicos sobre APPs urbanas na Amazônia, esta pesquisa empregou geotecnologias integradas, incluindo SIG (Sistemas de Informações Geográficas), Sensoriamento Remoto, modelo RUSLE (Equação

Universal de Perda de Solo Revisada), índices HAND (Height Above the Nearest Drainage) e NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) e Análise Multicritério (AHP), para mapear áreas prioritárias de recuperação na Bacia. A abordagem permitiu sintetizar variáveis ambientais e territoriais em diagnósticos espacializados, a fim de subsidiar políticas públicas eficazes (WRUBLACK, 2016). Os resultados orientam ações de restauração ecológica, contribuindo para uma gestão urbana sustentável em Manaus.

Nesse sentido, a questão que norteia este trabalho é: como identificar, por meio de geotecnologias, as áreas prioritárias para recuperação ambiental nas APPs da Bacia Hidrográfica do São Raimundo, frente à intensa urbanização de Manaus?.

Diante desse cenário, a identificação espacializada das áreas prioritárias para recuperação ambiental nas Áreas de Preservação Permanente da Bacia Hidrográfica do São Raimundo torna-se fundamental para subsidiar o planejamento urbano e a gestão ambiental em Manaus. Ao integrar variáveis ambientais, hidrológicas e de cobertura vegetal por meio de geotecnologias e análise multicritério, este estudo busca contribuir para a compreensão da fragilidade ambiental em bacias urbanas amazônicas, oferecendo subsídios técnicos para ações de recuperação ecológica, mitigação de riscos ambientais e formulação de políticas públicas voltadas à resiliência urbana.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar a fragilidade ambiental das Áreas de Preservação Permanente (APPs) da Bacia Hidrográfica do São Raimundo, Manaus (AM), a fim de identificar áreas prioritárias para ações de recuperação ambiental utilizando técnicas de geoprocessamento e análise multicritério.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

a) Delimitar a Bacia Hidrográfica do São Raimundo e suas respectivas Áreas de Preservação Permanente.

b) Caracterizar os fatores ambientais relevantes à avaliação da fragilidade nas APPs.

c) Estabelecer classes de fragilidade ambiental para a área de estudo.

d) Integrar as informações ambientais analisadas para definir áreas prioritárias à recuperação.

e) Representar espacialmente os resultados da análise ambiental por meio de mapas temáticos.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

Este estudo adota a proposta metodológica de Ross (1994) para classificação da fragilidade ambiental em cinco níveis, adaptando-a às características da bacia urbana. Embora fundamentada nos conceitos da paisagem de Tricart (1977), a operacionalização prioriza os critérios de Ross pela sua ampla aplicação em análises ambientais no Brasil.

3.1 BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS E APPs

O conceito de bacia hidrográfica tem sido bastante utilizado nos estudos ambientais, principalmente como unidade básica de planejamento, monitoramento e gestão dos recursos naturais. Trata-se de uma área que é delimitada por divisores topográficos, na qual toda a água precipitada escoar para um único ponto de saída, seja por escoamento superficial ou subterrâneo, formando uma rede de drenagem com afluentes e um curso d'água principal (PIRES *et al.*, 2002; BARRELLA, 2007). Essa abordagem permite analisar de forma sistêmica os processos hidrológicos, geomorfológicos, ecológicos e socioambientais que atuam sobre o território, além de possibilitar o mapeamento dos impactos decorrentes da ação antrópica.

Do ponto de vista sistêmico, as bacias hidrográficas funcionam como sistemas abertos que recebem energia de agentes climáticos e perdem energia por meio do deflúvio, mantendo-se em equilíbrio dinâmico mesmo frente a perturbações (LIMA; ZAKIA, 2000; TEODORO *et al.*, 2007). Nesse contexto, alterações no uso e cobertura da

terra, como a urbanização irregular e a supressão da vegetação, afetam diretamente os fluxos de água e sedimentos, comprometendo a capacidade natural da bacia de regular os processos hidrológicos e ecológicos.

Autores como Odum (1985) e Carpenter (1983) já reforçavam que os impactos sobre os corpos hídricos resultam, em grande parte, do manejo inadequado das atividades humanas. Por isso, a bacia hidrográfica deve ser compreendida também como uma unidade de planejamento e gestão territorial, cuja análise demanda o cruzamento de variáveis biofísicas (solo, relevo, vegetação, clima) com variáveis sociais e econômicas (uso do solo, ocupações humanas, infraestrutura), em múltiplas escalas espaciais e temporais (ROCHA *et al.*, 2000; PIRES *et al.*, 2002).

A adoção da bacia hidrográfica como recorte espacial é particularmente relevante em áreas urbanas, onde os processos naturais coexistem com intensas pressões antrópicas. No caso de Manaus, a urbanização acelerada a partir da década de 1970, impulsionada pela implantação da Zona Franca, intensificou a ocupação de áreas ambientalmente sensíveis, sobretudo ao longo dos igarapés e fundos de vale. Isso comprometeu o equilíbrio ecológico das várias sub-bacias hidrográficas urbanas em Manaus, como a do São Raimundo, marcada por ocupações irregulares, processos erosivos e degradação das APPs ao longo das últimas décadas, como observaram Alves, Freitas e Santos (2020).

A gestão integrada das bacias hidrográficas urbanas deve considerar, além da conservação dos recursos naturais, os conflitos de uso do solo, a vulnerabilidade social das populações residentes em áreas de risco e a necessidade de políticas públicas eficazes para mitigar os impactos da urbanização (SANTOS *et al.*, 2007; LORANDI; CANÇADO, 2002). Nesse sentido, o conceito de bacia hidrográfica excede seu aspecto físico e passa a incorporar dimensões sociais, econômicas e políticas, sendo essencial para o planejamento ambiental sustentável e a implementação de ações de recuperação ecológica.

A abordagem por bacias permitiu, portanto, compreender a complexidade dos processos territoriais urbanos e subsidiar estratégias eficazes de ordenamento e

requalificação ambiental, especialmente em áreas críticas como as margens dos igarapés, sujeitas a inundações, erosão e perda de biodiversidade.

3.2 FRAGILIDADE AMBIENTAL: POTENCIAL E EMERGENTE (ROSS, 1994)

O conceito de fragilidade ambiental está intimamente associado à sensibilidade dos ecossistemas frente a pressões antrópicas ou alterações naturais. Essa fragilidade pode ser expressa por diferentes fatores, como a declividade do relevo, características do solo, regime pluviométrico, vegetação, tipo de uso da terra e, sobretudo, pela intensidade das transformações humanas sobre a paisagem.

A proposta metodológica de Ross (1994) é uma das mais amplamente adotadas no Brasil para avaliar a fragilidade ambiental, por meio de uma classificação baseada em critérios físicos e bióticos que permitem determinar unidades de fragilidade potencial e emergente. Segundo o autor, a fragilidade potencial está relacionada às características naturais do meio físico, ou seja, trata-se de uma vulnerabilidade latente que pode ou não ser ativada conforme o grau de intervenção humana. Já a fragilidade emergente refere-se a ambientes onde a instabilidade é manifesta, fruto de alterações significativas na estrutura e funcionamento do sistema natural, muitas vezes agravadas por usos inadequados do solo.

Para Sporn e Ross (2004), a análise integrada dos elementos físico-ambientais (relevo, solo, clima, uso e cobertura da terra) é fundamental para compreender as fragilidades de uma área. Essa abordagem permite gerar mapas temáticos que evidenciam os diferentes graus de vulnerabilidade dos ecossistemas e suas possíveis respostas frente às pressões antrópicas. Santos e Ross (2014) destacam que essa metodologia é especialmente útil para o planejamento urbano e ambiental, pois possibilita compatibilizar as atividades humanas com a capacidade de suporte dos sistemas naturais.

Nas áreas urbanas, como é o caso da Bacia do São Raimundo, a análise da fragilidade deve levar em conta as alterações induzidas pela urbanização, como a compactação do solo, a substituição da cobertura vegetal por superfícies impermeáveis, o

lançamento de efluentes nos corpos hídricos e a ocupação de encostas e margens de igarapés. Por isso, Santos e Ross (2012) propuseram adaptações específicas na discussão de Ross (1994) para contextos urbanos, classificando a fragilidade em função da presença ou ausência de infraestrutura urbana e à eficiência da drenagem (Quadro 1).

Quadro 1 - Fragilidade quanto ao nível de urbanização.

Grau de fragilidade	Nível de urbanização
1- Muito baixa	Predomínio de condições naturais com um estrato vegetal bem desenvolvido e/ou em estágio de avançado de regeneração que favorece a infiltração, minimizando o escoamento pluvial. Setores de média urbanização situados em áreas mais elevadas que apresentam baixa declividade e contam com medidas estruturais e não estruturais para o controle de cheias, como caixas de retenção, sumidouros, cemitérios permeáveis, obstáculos para redução da velocidade do escoamento, reservatórios para coleta e reuso de água de chuva.
2. Baixa	Área urbanizada com drenagem eficiente, baixa declividade, presença de ações para controle de cheias, infiltração e redução do escoamento nas vias de circulação, nos lotes e nas construções.
3. Média	Área urbanizada predominantemente impermeável com problemas de drenagem e constantes alagamentos e inundações. Ambientes com declividade praticamente nula precariamente incorporados à drenagem, susceptíveis a inundações sazonais, que podem ter constituído antigas planícies de inundação de corpos hídricos e lacustres afetados ou não por atividades antrópicas.
4. Alta	Locais urbanizados e/ou semi urbanizados com precariedade nas construções e na infraestrutura para eventos pluviométricos de média/baixa intensidade. Áreas de inundação natural, como planícies lacustres, e setores mais abrigados das planícies fluviais e fluvio-marinhas.
5. Muito alta	Áreas críticas que deveriam ser destinadas à manutenção de sua funcionalidade sistêmica original. Ausência de infraestrutura e total precariedade dos construtos humanos, fruto do uso e ocupação desordenados do solo. Ambientes naturalmente favoráveis à inundação, tais como corpos hídricos e planícies de inundação. Setores com grande declividade suscetíveis a movimentos de massa.

Fonte: Santos, Ross (2012).

Além da classificação qualitativa tradicional (Muito baixa, Baixa, Média, Alta e Muito alta), os autores também propõem uma escala numérica de intensidades para facilitar a quantificação e espacialização desses dados em análises geográficas. Essa padronização permitiu a integração com outras variáveis ambientais por meio da análise multicritério ou álgebra de mapas em SIGs.

Quadro 2 - Classificação das unidades de fragilidade segundo Ross (1994).

Unidades de fragilidade	Classificação qualitativa	Classificação numérica
Fragilidade Potencial	Muito baixa	1
	Baixa	2
	Média	3
	Forte	4
	Muito forte	5
Fragilidade Emergente	Muito baixa	1
	Baixa	2
	Média	3
	Forte	4
	Muito forte	5

No contexto da Bacia do São Raimundo, essa abordagem foi operacionalizada por meio da reclassificação de diversos fatores ambientais, entre eles: uso e cobertura do solo, declividade, erodibilidade (K), erosividade (R), perda de solo estimada (A - RUSLE), suscetibilidade à inundação (HAND) e vigor da vegetação (NDVI). Cada fator foi reclassificado segundo os critérios de Ross (1994), adaptados conforme necessário, para posterior normalização e ponderação via Processo de Análise Hierárquica (AHP).

Estudos recentes reforçam a pertinência dessa abordagem como Vieira *et al.* (2021) que aplicaram a fragilidade emergente na bacia do rio Santa Maria do Doce (ES) para integrar dados físicos e de uso da terra, enquanto Cavalcante *et al.* (2022) evidenciaram, na bacia do Rio Mocajuba (PA), que as áreas com maior pressão urbana apresentam padrões de fragilidade significativamente superior aos observados na condição potencial. Lisboa *et al.* (2025), utilizando modelagem espacial e algoritmos de aprendizado de máquina na Bahia, também demonstraram como as mudanças antrópicas alteram a distribuição espacial da fragilidade ambiental. Por outro lado, a vulnerabilidade ambiental, conforme Turner *et al.* (2003) e o IPCC (2007), é mais abrangente,

considerando não apenas a sensibilidade física, mas também a exposição e a capacidade adaptativa de sistemas socioecológicos frente a impactos. Trabalhos recentes, como o de Silva *et al.* (2023), têm associado vulnerabilidade a indicadores sociais, econômicos e institucionais, ampliando o foco para além das variáveis biofísicas.

3.3 MODELAGEM MATEMÁTICA DE PERDA DE SOLOS (RUSLE)

O estudo da perda de solos por erosão é complexo, gerando dificuldades de monitoramento eficiente para toda a extensão das bacias hidrográficas, principalmente em grandes áreas. Assim, diversos modelos matemáticos têm sido desenvolvidos na tentativa de prever a intensidade de ocorrência desse processo (COCHRANE; FLAMAGAN, 1999).

Os modelos são considerados como representações simplificadas da realidade, em que há o estabelecimento de hipóteses a respeito da estrutura ou do comportamento de um determinado sistema físico (RODRIGUES, 2005). Segundo Bárbara (2006), os modelos podem ser considerados como ferramentas integradoras essenciais para a obtenção de uma visão dinâmica dos processos atuantes em sistemas naturais, sendo os modelos matemáticos, especificamente, os mais utilizados em análises ambientais

Os modelos matemáticos de processos erosivos podem ser caracterizados como descrições matemáticas das etapas de desagregação, transporte e deposição dos sedimentos na superfície (CECÍLIO *et al.*, 2009; FIORIO *et al.*, 2016). Pode-se afirmar, de acordo com Christofolletti (1999), que esses modelos se tornam expressões aproximadas da realidade e que sua ampla utilização se deve ao fato de poderem ser replicados aos mais diversos cenários. A partir da comprovação da confiabilidade e da adequação dos modelos, eles facilitam a avaliação de diversos cenários de manejo do solo, sem que sejam necessários testes em campo, os quais demandam altos custos e tempo (AKSOY; KAVVAS, 2005). Desse modo, diversos modelos têm sido desenvolvidos e aperfeiçoados desde a década de 1950, com o objetivo de realizar a predição da intensidade das perdas de solo por erosão e, também, de auxiliar na implementação de medidas de planejamento para o desenvolvimento de atividades,

principalmente onde as perdas de solo são superiores aos limites toleráveis (AMORIM, 2003).

Os modelos empíricos representam os processos naturais de forma simplificada com base em observações, apresentando normalmente relevância estatística. Esses modelos são os mais utilizados no planejamento conservacionista do meio devido à sua simplicidade e aos dados utilizados (NEARING *et al.*, 1994; SCHIETTECATTE *et al.*, 2008). A USLE e a sua versão revisada, a RUSLE, são os modelos empíricos de maior destaque e divulgação em estudos de perda de solo, pois estão associados à facilidade do manejo de dados e ao baixo custo envolvido (SILVA *et al.*, 2007).

3.4 HAND e NDVI

A análise integrada de variáveis ambientais é essencial para a compreensão dos processos de degradação e a definição de áreas prioritárias para recuperação. Nesse sentido, dois indicadores se destacam pelo seu potencial diagnóstico, o HAND (Height Above Nearest Drainage) e o NDVI (Normalized Difference Vegetation Index). Ambos foram utilizados na presente dissertação como insumos para a análise multicritério da fragilidade ambiental e da priorização de APPs urbanas na Bacia Hidrográfica do São Raimundo.

3.4.1 HAND – Índice de Altura sobre o Drenagem mais Próxima

O modelo HAND, desenvolvido por Rennó *et al.* (2008), é um índice derivado de Modelos Digitais de Elevação (MDE) que estima a altura relativa de cada célula em relação ao ponto de drenagem mais próximo. Ao contrário da altitude absoluta, o HAND reflete o comportamento hidrológico do terreno, permitindo identificar áreas potencialmente sujeitas à inundação.

Esse índice tem se consolidado como uma ferramenta eficaz para a modelagem de suscetibilidade à inundação, especialmente em bacias urbanas, onde a presença de construções, áreas impermeáveis e drenagem artificial interfere nos padrões naturais de escoamento. Diversos estudos confirmam sua eficácia: Milanesi, Quadros e Lahm (2017)

aplicaram o HAND em Porto Alegre para associar suscetibilidade à inundação com vulnerabilidade social; Silveira e Polidori (2025) mapearam áreas suscetíveis em Bagé (RS), mostrando que 60,43% da área urbana apresentava risco; Soares e Siqueira (2024) também usaram o HAND para mapear inundações em Anajás (PA), assim como Duarte, Rebouças e Mota (2025) aplicaram o modelo em Cacau Pirêra (Iranduba/AM), destacando sua utilidade em áreas amazônicas urbanas, que possui forte pressão antrópica e carência de infraestrutura de drenagem com zonas em alto risco ambiental e geomorfológico.

Esses resultados, demonstram como a suscetibilidade à inundação, calculada de forma automática pelo modelo HAND no QGIS, possui aplicabilidade fácil e de baixo custo de implementação, sendo uma ferramenta eficaz para bacias hidrográficas urbanas como a do São Raimundo.

3.4.2 NDVI – Índice de Vegetação por Diferença Normalizada

O NDVI é um dos mais tradicionais e amplamente utilizados índices de vegetação, baseado na diferença de reflectância entre as bandas do vermelho (Red) e do infravermelho próximo (NIR), conforme a fórmula proposta por Rouse *et al.* (1974):

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{RED}) / (\text{NIR} + \text{RED}) \quad (1)$$

Esse índice fornece uma estimativa indireta da densidade e do vigor da vegetação, sendo um indicador valioso da cobertura vegetal remanescente, da saúde da vegetação e, indiretamente, da estabilidade dos ecossistemas. Valores altos de NDVI indicam vegetação densa e ativa, enquanto valores baixos apontam para áreas degradadas, urbanizadas ou com solo exposto.

O uso do NDVI em ambientes urbanos e em bacias hidrográficas já foi consolidado em diferentes pesquisas. Huete *et al.* (2002) apresentaram uma avaliação detalhada do desempenho radiométrico do NDVI em diferentes biomas; Silva, Guimarães e Oliveira (2017) aplicaram o índice para mapear áreas degradadas em Porto Velho - RO e avaliar a efetividade de programas de reflorestamento; Santos *et al.* (2017) utilizaram

NDVI em áreas urbanas para analisar a cobertura vegetal com imagens de alta resolução; e Rocha e Souza (2018) aplicaram o índice na avaliação da fragilidade ambiental em bacias hidrográficas urbanas.

No contexto da Bacia do São Raimundo, o NDVI foi utilizado como proxy para o vigor da vegetação, e calculado a partir de imagens de satélite CBERS-4A. A classificação do índice seguiu intervalos adaptados à realidade urbana de Manaus, com posterior reclassificação conforme a escala de Ross (1994), permitindo sua integração às demais variáveis de fragilidade ambiental.

Além de permitir a quantificação da cobertura vegetal nas APPs, o NDVI foi fundamental para identificar setores com vegetação secundária ou regeneração natural, importantes para subsidiar estratégias de recuperação ecológica. Em áreas com altos índices de NDVI preservados, mesmo em meio ao tecido urbano, há maior potencial de reconexão de fragmentos florestais e maior eficácia na retenção de sedimentos e infiltração de água no solo.

No caso do NDVI, a literatura também aponta resultados consistentes em diferentes contextos urbanos e ambientais. Santos *et al.* (2017) aplicaram o índice em áreas urbanas de Manaus, demonstrando sua eficácia na detecção da cobertura vegetal em escala intraurbana e na identificação de espaços verdes fragmentados. Rocha e Souza (2018) utilizaram o NDVI para avaliar a fragilidade ambiental em bacias urbanas, ressaltando que a degradação da vegetação está diretamente associada à intensificação de processos erosivos e à perda de qualidade ambiental. Sutil *et al.* (2020), por sua vez, reforçaram a utilidade do índice como variável integradora em análises multicritério, propondo sua reclassificação em faixas que dialogam com a escala de fragilidade ambiental de Ross (1994). Em conjunto, esses estudos demonstram que o NDVI, além de indicar o vigor da vegetação, funciona como um parâmetro estratégico para avaliar a resiliência ecológica de bacias hidrográficas urbanas e subsidiar ações de recuperação em Áreas de Preservação Permanente.

Ambos os índices, HAND e NDVI, ao serem integrados ao conjunto de variáveis ambientais do modelo multicritério, possibilitaram uma avaliação mais precisa da fragilidade emergente das APPs da Bacia do São Raimundo, constituindo variáveis-chave no cálculo do Índice de Áreas Prioritárias para Recuperação (IAPR).

3.5 AHP PARA PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS

A alta complexidade dos problemas ambientais urbanos, especialmente em bacias hidrográficas com grande pressão antrópica, exige metodologias que permitam integrar múltiplos fatores ambientais em processos decisórios objetivos e transparentes. Nesse contexto, destaca-se o Processo de Análise Hierárquica, AHP (Analytic Hierarchy Process), desenvolvido por Saaty (1980), como uma ferramenta eficaz na ponderação de variáveis e na priorização de áreas com base em múltiplos critérios.

O AHP é um método de apoio à decisão multicritério que estrutura problemas complexos em uma hierarquia de níveis: objetivo principal, critérios e alternativas. Sua principal vantagem é a capacidade de traduzir julgamentos qualitativos de especialistas em valores numéricos (pesos), por meio de matrizes de comparação par a par. Esses pesos são normalizados e verificados quanto à sua consistência por meio do Índice de Consistência (IC) e da Razão de Consistência (CR), sendo o CR aceitável quando menor que 0,10 (SAATY, 1990).

O uso do AHP em contextos de planejamento ambiental é amplamente validado pela literatura, sobretudo por sua aplicabilidade em zoneamentos ambientais, definição de áreas de risco, alocação de recursos e suporte a políticas públicas. Segundo Machado *et al.* (2019), o método é especialmente relevante em áreas urbanas da Amazônia, onde a multiplicidade de fatores ambientais e sociais exige análises integradas e participativas.

No Brasil, o AHP tem sido amplamente utilizado em análises ambientais, sobretudo em estudos de zoneamento, suscetibilidade e recuperação de áreas degradadas. Almeida *et al.* (2020) aplicaram a técnica na Bacia do Rio Doce (MG), identificando áreas prioritárias para recuperação florestal com base na integração de critérios biofísicos e socioeconômicos. Martins, Bergmann e Schmidt (2021), por sua vez, utilizaram o AHP

associado a SIG para identificar locais mais suscetíveis à erosão hídrica em microbacias de Mata Atlântica, considerando fatores como uso do solo, declividade, vigor da vegetação e intensidade das chuvas. Mais recentemente, Pimenta *et al.* (2025) aplicaram o método na Amazônia urbana, mapeando áreas de suscetibilidade a inundações em Ananindeua (PA), destacando sua eficácia para apoiar o planejamento urbano e a gestão de riscos ambientais.

Além desses exemplos, pesquisas aplicadas na Amazônia reforçam a importância do método em contextos urbanos. Leandro Castro (2021) explorou a vulnerabilidade ambiental na bacia do rio Sanabani (AM) com base em geotecnologias e destaca o AHP como alternativa viável para integrar atributos físico-ambientais e sociais. De forma semelhante, Bruna Paixão (2021, 2022) propôs indicadores integrados para análise de vulnerabilidade socioambiental em bacias hidrográficas paulistas, demonstrando a potencialidade do AHP e de técnicas multicritério no apoio a políticas de conservação e recuperação

Na Bacia do São Raimundo, a aplicação do AHP permitiu ultrapassar a limitação de análises univariadas e promover uma visão sistêmica da paisagem, reunindo variáveis de natureza biofísica (ex: NDVI, declividade) e indicadores de pressão antrópica (ex: uso do solo, quantidade da população). O índice resultante configurou-se como instrumento técnico de apoio à decisão, com forte aplicabilidade para órgãos públicos executivos, na priorização de ações de recuperação das APPs degradadas ao longo dos igarapés urbanos de Manaus.

3.6 ESTUDOS APLICADOS À AMAZÔNIA

A região amazônica, caracterizada por sua grande extensão territorial, rica biodiversidade e crescente urbanização, tem sido foco de diversos estudos voltados à análise de impactos ambientais e planejamento territorial. Em especial, as áreas urbanas amazônicas, como Manaus, enfrentam desafios relacionados à ocupação desordenada do solo, supressão de vegetação nativa, assoreamento de cursos d'água e degradação de Áreas de Preservação Permanente (APPs), exigindo abordagens práticas, técnicas e

tecnológicas integrando as ferramentas geoespaciais e análise multicritério em ações efetivas e funcionais (MAFRA *et al.*, 2020; CARTOLANO *et al.*, 2022; RIBEIRO; ARAÚJO; CALDEIRA, 2023).

Na Bacia do Tarumã-Açu, em Manaus, o estudo de Veras (2020) demonstrou a importância do reflorestamento com espécies frutíferas como estratégia de recuperação de áreas degradadas. O trabalho evidenciou que, além dos benefícios ecológicos, como o aumento da infiltração da água e retenção de sedimentos, houve também ganhos sociais, com a melhora da qualidade de vida das populações locais e a contribuição para a redução de gases do efeito estufa.

Outro exemplo relevante é o estudo conduzido por Veras e Palmeira (2014) na bacia do Igarapé do Quarenta, também em Manaus, que abordou a recuperação ecológica de áreas degradadas com base no uso do geoprocessamento para avaliação de impactos e definição de estratégias de manejo. O trabalho reforça a importância de diagnósticos técnicos fundamentados em dados espaciais para subsidiar intervenções em áreas críticas da cidade. Outros estudos como o de Ribeiro, Araújo e Caldeira (2023), destacam o papel do geoprocessamento na identificação de passivos ambientais em áreas urbanas da Amazônia, incluindo a delimitação de APPs e a proposição de planos de manejo e recuperação. Segundo os autores, a análise espacial contribui significativamente para o entendimento dos padrões de degradação e para a construção de estratégias locais de mitigação.

A aplicação da equação RUSLE tem se mostrado uma ferramenta promissora na região, adaptada às condições edafoclimáticas da Amazônia. Souza (2021), por exemplo, aplicou o modelo na Bacia do Tarumã-Açu para estimar a perda de solo em diferentes cenários de uso e cobertura do solo, demonstrando que áreas com vegetação secundária e cobertura florestal apresentavam taxas de perda significativamente inferiores às zonas urbanizadas.

O uso do NDVI como indicador de cobertura e vigor da vegetação também é recorrente em estudos amazônicos. Em Manaus, Silva, Guimarães e Oliveira (2017)

utilizaram o índice para mapear áreas degradadas e avaliar a efetividade de programas de reflorestamento. Já Mendes e Cirilo (2001) fornecem uma base teórica abrangente sobre o uso do geoprocessamento em recursos hídricos, abordando sua aplicabilidade na análise de APPs e no suporte à gestão territorial.

Em termos metodológicos, o AHP tem sido aplicado em diversos estudos na Amazônia com foco em priorização ambiental. Cartolano *et al.* (2022) aplicaram o método para identificar áreas prioritárias para restauração ecológica em áreas urbanas da região Norte, combinando dados ambientais com critérios definidos por especialistas locais. O estudo destacou a eficácia do AHP na ponderação de múltiplos fatores e na produção de mapas temáticos de apoio à tomada de decisão.

3.7 SETOR CENSITÁRIO: SUPORTE À ANÁLISE

A utilização do setor censitário em formato *Shapefile* do IBGE como unidade espacial é bem consolidada em estudos ambientais, especialmente quando o objetivo é compreender a interface entre variáveis físicas e aspectos socioeconômicos. Os setores censitários, definidos e delimitados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), constituem a menor unidade territorial utilizada nos censos demográficos, oferecendo um detalhamento espacial que permite análises em escalas compatíveis com a realidade local das cidades.

No caso da Bacia Hidrográfica do São Raimundo, localizada inteiramente na área urbana de Manaus, os setores censitários foram utilizados para a contextualização das Áreas de Preservação no Permanente (APPs) no tecido urbano. Essa abordagem permitiu analisar como as APPs degradadas se distribuem em relação aos bairros e comunidades da bacia, muitas vezes associadas a setores com baixo acesso à infraestrutura urbana e altos índices de vulnerabilidade social.

Conforme apontado por Molinari (2022), as áreas ambientalmente mais frágeis da cidade de Manaus coincidem frequentemente com setores periféricos, marcados por deficiências em saneamento básico, ausência de planejamento urbano e ocupações irregulares. A delimitação por setor censitário, portanto, contribui para identificar zonas

críticas onde a degradação ambiental das APPs se sobrepõe à precariedade social, reforçando a necessidade de intervenções integradas.

Além disso, o cruzamento entre os dados físico-ambientais obtidos por sensoriamento remoto (como NDVI, HAND, RUSLE) e os dados demográficos e socioeconômicos dos setores censitários possibilita uma análise holística e estratégica, integrando as dimensões ecológica e social do território. Essa integração favorece a definição de prioridades de ação que não apenas considerem os aspectos biofísicos, mas também o impacto direto sobre a população local.

Assim, na presente dissertação, a incorporação dos setores censitários como suporte espacial contribuiu para qualificar o diagnóstico ambiental da Bacia do São Raimundo, permitindo uma análise mais territorializada e socialmente sensível das APPs, e fornecendo subsídios para ações de recuperação que promovam justiça ambiental e efetividade na aplicação de políticas públicas.

4. ESTRATÉGIAS METODOLÓGICAS

O universo da Pesquisa compreende todas as Áreas de Preservação Permanente (APPs) inseridas na Bacia Hidrográfica do São Raimundo, inteiramente localizada no perímetro urbano de Manaus (AM). O foco foi diagnosticar a fragilidade emergente dessas APPs e propor a priorização de trechos para recuperação ambiental a partir da proposta de integração de variáveis físico-ambientais e de pressão antrópica em ambiente SIG, com suporte do método AHP.

4.1 ETAPAS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

A metodologia adotada nesta pesquisa foi estruturada em seis etapas, permitindo uma análise integrada da fragilidade ambiental e a identificação das áreas prioritárias para recuperação (Índice de Áreas Prioritárias para Recuperação – IAPR), conforme representado na Figura 1, no fluxograma metodológico a seguir.

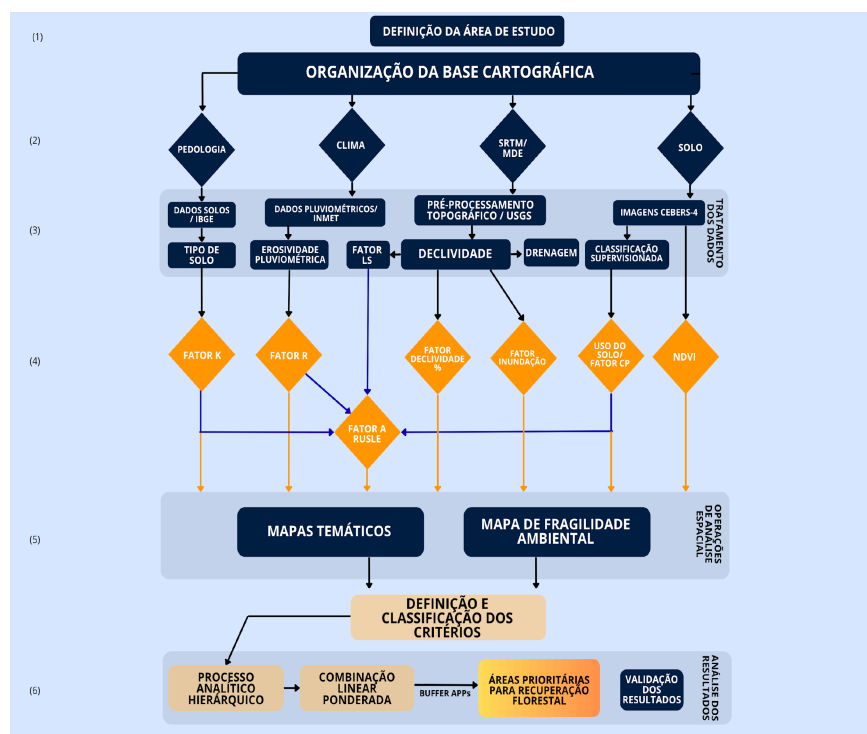


Figura 1 - Fluxograma da metodologia. Legendas: (1) definição da área de estudo; (2) levantamento do material cartográfico disponível; (3) Pré-processamento e tratamento dos dados; (4) Resultado dos sete fatores; (5) elaboração dos mapas temáticos e classificação dos parâmetros segundo o grau de fragilidade ambiental, atribuição de pesos por meio de correlação entre os fatores; (6) verificação e validação dos resultados.

Foram considerados por revisão bibliográfica os fatores que melhor representaram a dinâmica de pressão e resposta ambiental em bacia urbana amazônica: Uso e Cobertura do Solo (USC), Declividade (DECLIV), Erodibilidade do solo (K), Erosividade da chuva (R), Suscetibilidade de Inundação (HAND), Vigor/Cobertura da vegetação (NDVI) e a Perda de solo estimada (fator A da RUSLE).

Essas seis etapas sequenciais e complementares (Figura 1), garantiu a coerência entre a obtenção, o tratamento e a integração dos dados até o resultado do Índice de Áreas Prioritárias para Recuperação (IAPR):

1. Definição da área de estudo – Delimitação da BHSR, com base em dados hidrológicos e cartográficos, destacando suas características ambientais e socioespaciais.
2. Organização da base cartográfica – Levantamento e sistematização de dados oriundos de fontes oficiais, como INMET, INPE, IBGE, USGS e EMBRAPA, incluindo informações pedológicas, climáticas, topográficas, hidrológicas e de uso e cobertura do solo.
3. Pré-processamento e tratamento dos dados – Padronização das camadas no sistema de coordenadas UTM/WGS84 e derivação dos sete fatores ambientais: Uso do Solo (USL), Declividade (DECLIV), Erodibilidade (K), Erosividade (R), Vigor da Vegetação (NDVI), Suscetibilidade à Inundação (HAND) e Perda do solo (A da RUSLE).
4. Integração dos fatores ambientais – Reclassificação de todos os fatores segundo a escala de fragilidade ambiental de Ross (1994), com adaptações para variáveis adicionais (K, R, HAND, NDVI), resultando nos mapas temáticos individuais e no Mapa de Fragilidade Ambiental Emergente.
5. Análise multicritério – Aplicação do método Analytic Hierarchy Process (AHP) para atribuição de pesos aos fatores ambientais, seguida da normalização e combinação linear ponderada das camadas, gerando o mapa do IAPR e seu recorte para Áreas de Preservação Permanente (APPs).
6. Validação e verificação dos resultados – Análise da consistência e confiabilidade dos produtos cartográficos por meio de índices de consistência e validação espacial cruzada.

A validação dos resultados foi realizada por meio da análise da coerência espacial entre os fatores ambientais integrados, da avaliação visual dos mapas temáticos gerados e da consistência dos padrões espaciais obtidos. Esse procedimento permitiu verificar a compatibilidade entre os resultados cartográficos e a dinâmica ambiental observada na bacia. Adicionalmente, os produtos foram confrontados com dados secundários oficiais e com estudos previamente desenvolvidos em bacias urbanas amazônicas, assegurando maior confiabilidade aos diagnósticos de fragilidade ambiental e às áreas prioritárias para recuperação identificadas.

Ao final foram elaborados os mapas temáticos:

- Mapas das classes de fragilidade individual por fator;
- Mapa de Fragilidade Ambiental Emergente (soma aritmética);
- Mapa das Áreas Prioritárias para Recuperação Ambiental (IAPR);
- Recorte temático com foco nas Áreas de Preservação Permanente (APPs) da bacia.

Essa metodologia foi fundamentada na abordagem de Ross (1994) para a análise de fragilidade ambiental e expandida pelas técnicas de Análise Multicritério como o AHP seguindo a metodologia proposta por Paixão (2021) e Almeida *et al.* (2020), permitindo minimizar a subjetividade na definição dos pesos dos fatores e conferiu maior rigor técnico e sistemático ao processo decisório.

A opção pela fragilidade emergente de Ross (1994) se justifica pelo objetivo central de identificar áreas prioritárias para recuperação ambiental com base na resposta do meio físico sob pressão urbana, uma vez que a bacia do São Raimundo, totalmente inserida na malha urbana de Manaus, apresenta intensa modificação da paisagem. Essa abordagem ofereceu maior precisão para análises multicritério, como a desenvolvida neste estudo, pois permite incorporar diretamente os efeitos cumulativos das pressões humanas sobre os fatores ambientais avaliados, alinhando-se à necessidade de diagnósticos espacialmente detalhados para subsidiar ações de restauração ecológica visando um ambiente mais sustentável.

Análise da fragilidade ambiental emergente da Bacia Hidrográfica do São Raimundo foi desenvolvida a partir da integração dos sete fatores ambientais previamente normalizados e reclassificados com base na escala de Ross (1994), a saber: uso e cobertura do solo, declividade, erodibilidade dos solos (fator K), erosividade da chuva (fator R), suscetibilidade à inundação (HAND), vigor da vegetação (NDVI) e perda de solo estimada (fator A da RUSLE).

A metodologia consistiu, em um primeiro momento, na soma dos valores atribuídos a cada classe de fragilidade dos fatores ambientais, dividida pelo número total

de fatores ($n = 7$), resultando no Mapa de Fragilidade Ambiental Emergente, com cinco classes finais: muito baixa, baixa, média, alta e muito alta.

Em seguida, aplicou-se o método Analytic Hierarchy Process – AHP (SAATY, 1980), que permitiu atribuir pesos diferenciados a cada fator, reduzindo a subjetividade da análise. Essa ponderação gerou o Índice de Áreas Prioritárias para Recuperação (IAPR), posteriormente recortado para as APPs da bacia.

Essa abordagem, alinhada a Ross (1994) e Pereira e Cristo (2021), permitiu avaliar a fragilidade ambiental de forma espacializada e comparativa, considerando tanto os atributos naturais do território quanto as pressões da urbanização, subsidiando a definição de áreas prioritárias para restauração ecológica.

4.2 ÁREA CONTEXTUAL DE ESTUDO

4.2.1 A Bacia do São Raimundo, Manaus/AM

Manaus localiza-se na Mesorregião da Amazônia Central e na Microrregião do Médio Amazonas/Região Norte do Brasil, é a Capital do estado do Amazonas e tem uma população residente de aproximadamente 2.063.689 em uma área urbanizada de 277,09 km² (IBGE, 2022) com densidade demográfica de 181,01 habitantes por quilômetro quadrado em 2022.

A superfície da Bacia é composta em grande parte por duas unidades morfoestruturais que se destacam: a Formação Alter do Chão de idade Cretácea/Terciária, representada por uma grande variedade de arenitos e argilitos, incluindo caulins; e os depósitos fluviais holocênicos do Quaternário, situados sobre essa formação. Os arenitos da Formação Alter do Chão apresentam granulação fina a grossa, coloração branca, rósea, vermelha e cinza-claro, grãos subarredondados e arredondados, às vezes conglomeráticos e concreções lateríticas e no caso em particular de Manaus, predomina o Arenito Manaus (RADAMBRASIL.1978). O Arenito Manaus é descrito como horizontalmente acamado, duros, maciços, coloração esbranquiçada a avermelhada, quartzosos e com granulação fina a grossa que afloram na cidade de Manaus e em pontos à margem do Rio Negro. Esse arenito é bastante utilizado como brita e blocos de

pavimentação na construção civil (RADAMBRASIL,1978). O sítio urbano da cidade compõe um sistema de falhas e fraturas por onde se desenvolveram os principais cursos fluviais organizando as bacias hidrográficas da área urbana e estruturando a paisagem local.

A hidrografia de Manaus é formada por quatro bacias principais: Educandos, São Raimundo, Tarumã-Açu e Puraquequara e várias microbacias ou sub-bacias (BUHRING, 2010). Duas destas encontram-se integralmente dentro do perímetro urbano do município - Bacia do São Raimundo e Bacia do Educandos - e duas parcialmente inseridas no perímetro urbano - Bacia Tarumã-Açu e do rio Puraquequara.

A unidade contextual de estudo é o sistema hídrico denominado de Bacia Hidrográfica do São Raimundo (BHSR). É uma das bacias hidrográficas que modela a cidade de Manaus no sentido aproximado de nordeste-sul conforme a figura 2.

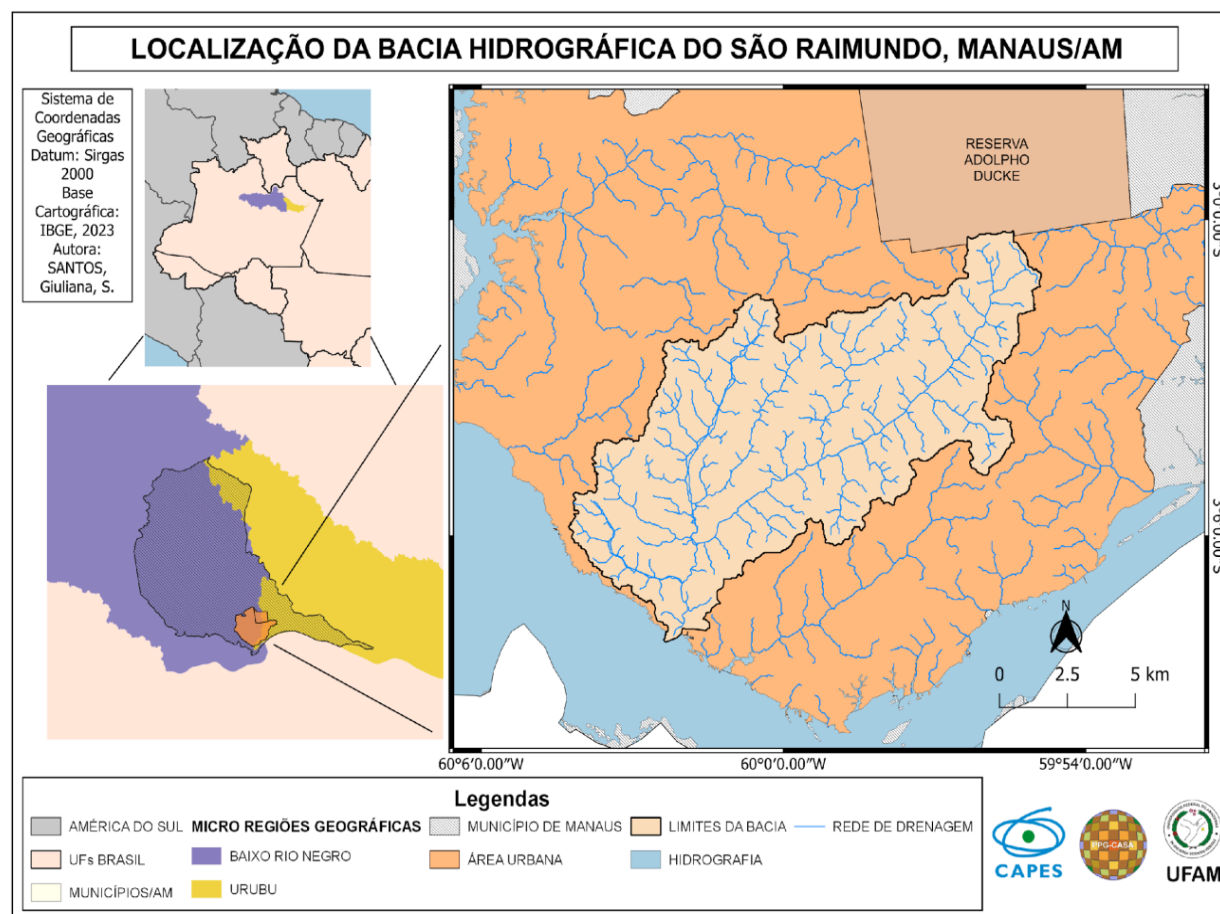


Figura 2 - Mapa de localização da Bacia Hidrográfica do São Raimundo. Elaboração da Autora (2025).

A BHSR está inteiramente inserida na malha urbana de Manaus e drena um conjunto expressivo de bairros das zonas Norte, Leste, Centro-Sul, Centro-Oeste e Oeste. Suas cabeceiras localizam-se no setor setentrional da cidade, com nascentes situadas em na Reserva Florestal Adolpho Ducke e no Parque Municipal das Nascentes do Mindu (PREFEITURA DE MANAUS, 2023; RIBEIRO *et al.*, 2019).

A rede de drenagem é composta por diversos tributários de médio porte, destacando-se o igarapé do Mindu, principal contribuinte da bacia, que atravessa Manaus no sentido nordeste-sudoeste. Suas nascentes estão localizadas no entorno da Reserva Adolpho Ducke e do Parque das Nascentes do Mindu, percorrendo bairros como Cidade de Deus, Jorge Teixeira, Tancredo Neves, Cidade Nova, Aleixo, Parque 10 de Novembro, Nossa Senhora das Graças e São Geraldo (MEDEIROS *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2021). O comprimento do Mindu é estimado entre 17 e 22 km, dependendo do ponto inicial considerado (RIBEIRO *et al.*, 2019).

Além do Mindu, integram a BHSR os igarapés dos Franceses ($\approx 9,7$ km), Bindá ($\approx 8,2$ km), afluente do Franceses, e Sapolândia, entre outros (Araújo *et al.*, 2009). No médio curso, o igarapé do Mindu se une ao igarapé dos Franceses, formando o igarapé Cachoeira Grande ($\approx 5,2$ km), que recebe águas do igarapé do Bindá e segue até encontrar o igarapé do Franco ($\approx 5,5$ km). A confluência entre o Cachoeira Grande e o Franco dá origem ao igarapé do São Raimundo, trecho final da bacia com aproximadamente 1,9–2,5 km, cuja foz está no rio Negro (ARAÚJO *et al.*, 2009; PREFEITURA DE MANAUS, 2023).

No baixo curso, o igarapé do São Raimundo está situado entre os bairros Aparecida e São Raimundo, interligados pela Ponte Senador Fábio Lucena, inaugurada em 1987 (PREFEITURA DE MANAUS, 2023). Nesse setor, suas margens encontram-se

próximas a importantes eixos viários, como a Avenida Brasil, na zona Oeste, e a Avenida Presidente Dutra, margeando a orla do rio Negro.

A área total da BHSR, delimitada neste estudo a partir de processamento hidrológico em ambiente SIG, foi de aproximadamente 113 km², abrangendo 38 bairros da cidade de Manaus limitados de montante a jusante, ressalta-se que 23 estão dentro na totalidade do território do sistema hídrico e 15 bairros ocupam de forma parcial (dados da autora, 2025). Essa configuração física e territorial, com cabeceiras preservadas e forte pressão antrópica no médio e baixo curso, evidencia a complexidade de sua gestão e o potencial para estudos aplicados de recuperação ambiental e ordenamento territorial.

Além da localização, a caracterização física da BHSR é complementada pelo mapa hipsométrico (Figura 3), que evidencia as variações altimétricas na área de estudo. Esse tipo de representação auxilia na compreensão da dinâmica hidrológica e dos padrões de escoamento superficial, destacando as áreas de maior e menor altitude.

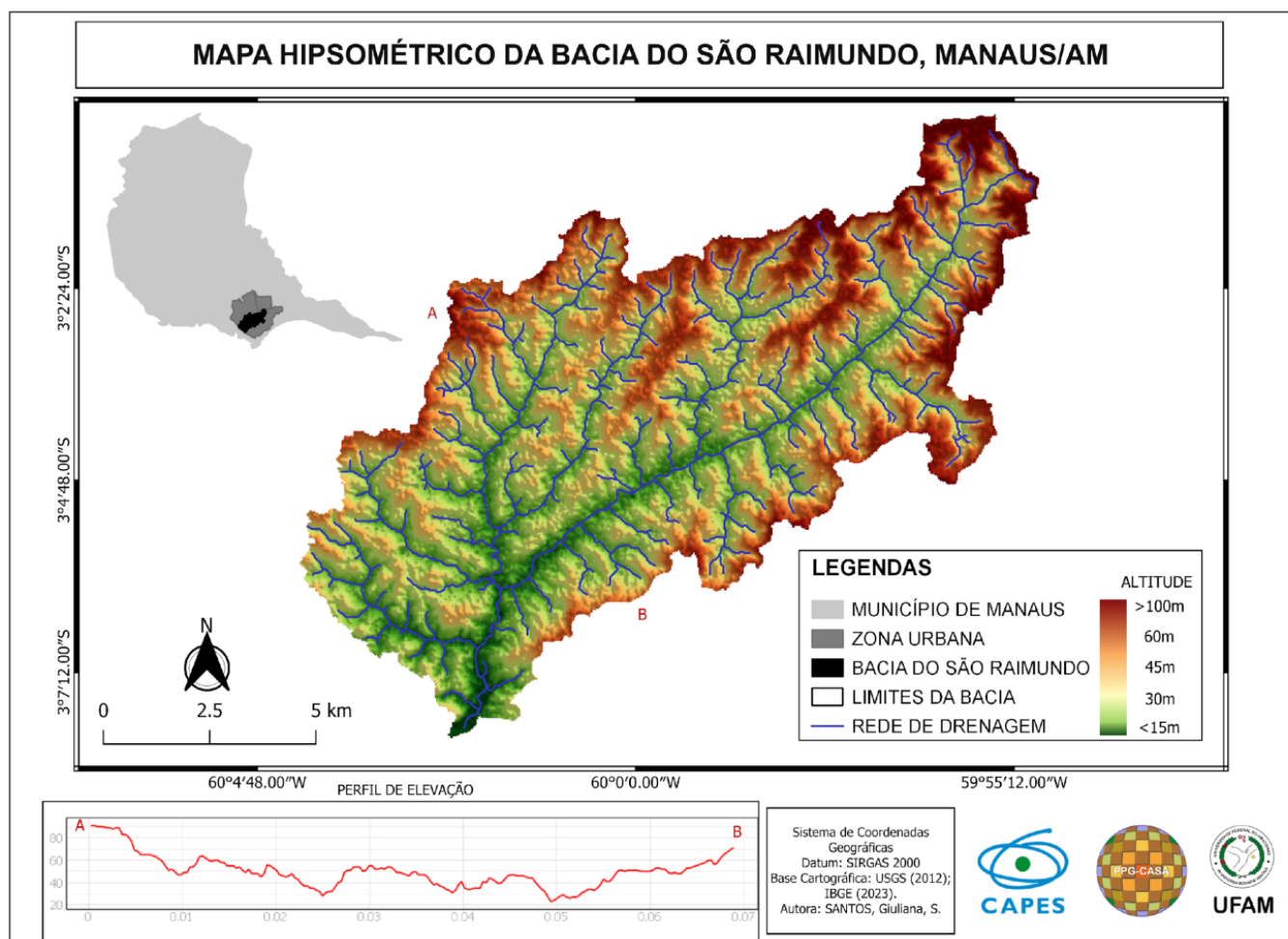


Figura 3 - Mapa Hipsométrico da Bacia no estudo. Elaboração da Autora (2025).

O mapa hipsométrico (Figura 3) da Bacia do São Raimundo evidencia gradientes altimétricos que variam de menos de 15 m até mais de 100 m de altitude. Essas diferenças de relevo estão diretamente relacionadas à distribuição espacial das classes de declividade, uma vez que áreas mais elevadas tendem a apresentar maior inclinação, potencializando processos erosivos e o escoamento superficial acelerado (ROSS, 1994; GUERRA *et al.*, 2010).

Ao sobrepor as informações hipsométricas com a rede de drenagem, percebe-se que as cabeceiras dos igarapés se localizam nas regiões de maior altitude, nas bordas norte e nordeste da bacia, enquanto as áreas mais baixas e planas concentram-se na porção sudoeste, coincidindo com trechos mais urbanizados. Essa configuração influencia a dinâmica hidrológica: nas áreas de alta declividade e altitude, há maior energia de transporte hídrico, aumentando o risco de instabilidade das margens e erosão; já nas áreas mais baixas, a declividade reduzida favorece acúmulo de sedimentos e suscetibilidade a inundações.

A expansão de superfícies impermeáveis intensifica o escoamento superficial, agravando processos erosivos e de assoreamento. Conforme constatado no estudo de Rodrigues (2022), os principais problemas ambientais da bacia incluem assoreamento dos igarapés, decorrente do carreamento de sedimentos oriundos de áreas desmatadas e vias não pavimentadas; poluição hídrica pelo lançamento de efluentes domésticos e resíduos sólidos diretamente nos cursos d'água; erosão das margens em áreas com elevada declividade e ausência de cobertura vegetal; e fragmentação de habitats, comprometendo a conectividade ecológica e a regeneração natural. Apesar desse quadro de degradação, ainda existem áreas estratégicas com potencial para recuperação ambiental, especialmente nas Áreas de Preservação Permanente (APPs), cuja restauração, associada à implementação de infraestrutura verde e à melhoria da gestão de resíduos e drenagem urbana, pode reduzir significativamente os impactos negativos.

4.2.2 Delimitação da Bacia

As imagens utilizadas para a delimitação da Bacia Hidrográfica do São Raimundo são provenientes do Modelo Digital de Elevação (MDE) SRTM com

resolução espacial de 30 metros, disponibilizado gratuitamente pelo United States Geological Survey (USGS). Esse produto é amplamente utilizado em estudos ambientais e hidrológicos por sua cobertura global, consistência de dados, e resolução adequada para análises regionais e urbanas. O SRTM registra a altitude do terreno com base em dados obtidos por radar orbital, o que permite sua aplicação em modelagens hidrológicas, estimativa de parâmetros morfométricos e delimitação de bacias hidrográficas.

Para a área da BHSR, foram baixados os *s04_w061_1arc_v3.tif* e *s04_w060_1arc_v3.tif* que são produtos void-filled gerados pelo SRTM 1 arc-second Global, versão 3, correspondentes à região de Manaus e, no ambiente QGIS 3.28 Firenze, foi gerado um mosaico contínuo desses arquivos, garantindo cobertura integral da área de interesse e maior facilidade no tratamento de imagens.

Após a aquisição das imagens foram realizados o Processamento Digital da Imagem com os seguintes processos descritos abaixo:

1. Aquisição das imagens SRTM, com sistema de coordenadas geográfica (WGS 84 EPSG: 4326)
2. Através do QGIS 3.28 foi criado um “Mosaico” das imagens, e feito o recorte da área em estudo segundo um limite preliminar da área urbana;
3. Foi realizada a reprojeção da imagem para o sistema projetado de coordenadas, SIRGAS 2000 UTM (Universal Transverse Mercator) zona 20S. EPSG (31980) e definido o tamanho do pixel de saída no comando GDAL (-tr 30 30)
4. Após o mosaico reprojetado, foram eliminados os valores negativos da imagem, utilizando a álgebra de mapas simples na calculadora Raster SAGA, com a aplicação da seguinte fórmula: *ifelse* ($a < 1$, 1, a), a ferramenta SAGA possui essa fórmula para substituir o pixel negativos onde: se a variável (a), ou seja, o raster for menor que 1, substituir por 1, caso contrário manter o valor de (a) o valor do raster

Feitas as devidas correções na imagem, a delimitação da Bacia Hidrográfica do São Raimundo foi o próximo passo. Para essa etapa de delimitação foi utilizado a

ferramenta GRASS GIS que foi instalado no software QGIS, é um conjunto de ferramentas para construção de análises hidrológicas com base nos Modelos Digitais de Elevação (MDE's).

As etapas da utilização dos algoritmos da ferramenta GRASS GIS estão listadas abaixo:

1. Remover depressão (Pit Remove), que remove todos os poços, depressões ou buracos presentes no MDE;
2. Direções de fluxo D8 (D8 Flow Directions), essa função gera o raster que mapeia o escoamento de água através do método D8, que estima para cada pixel presente na imagem oito direções para o fluxo hídrico.
3. Área de Contribuição D8 (D8 Contributing Area), a área de contribuição que corresponde aos limites da bacia hidrográfica determinada pelo ponto de escoamento. Este ponto de escoamento é um arquivo Shapefile de pontos definido pelo analista, e é executado duas vezes no processo;
4. Definição de limiar para fluxo canalizado (Stream Definition by Threshhold), a Definição de Limiar para o Fluxo Canalizado esse processo gera um raster contendo a rede de drenagem, essa etapa é aplicada duas vezes;
5. Delimitação das bacias e Rede Drenagem é o último passo para processo de delimitação de bacias hidrográficas com o GRASS, é utilizado o algoritmo Alcance e Fluxo de Bacias Hidrográficas (r.watershed), essa etapa transforma a rede de drenagem do formato raster para formato Shapefile, define uma simbologia para as microbacias e gera o limite das sub bacias. Para concluir essa etapa é preciso definir as Entradas e Saídas para gerar vários arquivos.

O resultado da aplicação do GRASS GIS foi a delimitação da Bacia Hidrográfica do São Raimundo contendo um raster da Bacia, um raster da rede de drenagem e a rede de drenagem no formato shapefile (Figura 2). Os limites foram armazenados em formato Shapefile, sendo utilizado como limite oficial de trabalho para as etapas posteriores de processamento.

5. RESULTADOS

5.1 BASE CARTOGRÁFICA DE APOIO

5.1.1 Organização dos dados cartográficos e Pré-processamento

Para garantir precisão e coerência entre os diferentes dados geoespaciais, todas as camadas vetoriais e matriciais foram reprojetadas para o sistema de coordenadas Universal Transversa de Mercator (UTM), zona 20 Sul, com datum World Geodetic System 1984 (WGS84), correspondente ao código EPSG: 32720. Esta projeção foi escolhida por ser utilizada em análises ambientais e urbanas no Brasil, permitindo maior compatibilidade com dados orbitais de alta resolução, como os provenientes dos sensores CBERS-4, Sentinel-2 e PlanetScope (IBGE, 2017; VALERIANO, 2008).

Além disso, o reprojeto garante uniformidade métrica nos cálculos de distância, declividade, interpolação de modelos digitais de elevação (MDE) e delimitação de áreas, etapas fundamentais para análises como modelagem hidrológica, extração de rede de drenagem e cálculo de fatores ambientais derivados, como declividade, HAND (Height Above Nearest Drainage) e os fatores R e LS da equação RUSLE.

O pré-processamento dos dados incluiu também:

- Correção de imperfeições topográficas (depressões e picos espúrios) com os algoritmos `r.fill.dir` e `r.watershed`;
- Ajuste do sistema de resolução e alinhamento de grade para compatibilização entre rasters (pixel alignment);
- Padronização do sistema de armazenamento vetorial (formato GeoPackage e Shapefile) e raster (GeoTIFF), assegurando o desempenho no ambiente QGIS 3.28 e SAGA GIS.

Esse conjunto de procedimentos garantiu a integridade espacial dos dados e a qualidade cartográfica necessária para a realização das análises ambientais e multicritério propostas neste estudo.

5.2 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO (USL)

O mapeamento de uso e cobertura da terra na Bacia Hidrográfica do São Raimundo foi realizado por meio de classificação supervisionada de imagens do satélite CBERS-4, com ênfase no sensor MUX, que possui resolução espacial de 20 metros, e aplicação da fusão com a banda pancromática (PAN), resultando em imagens com resolução aprimorada de aproximadamente ~2 metros. A cena utilizada é datada de 7 de junho de 2024 e foi obtida por meio da plataforma oficial do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). As imagens utilizadas passaram previamente por procedimentos de pré-processamento já descritos, garantindo consistência espacial e espectral para as análises subsequentes.

A classificação foi conduzida no QGIS 3.28 *Firenze*, com o apoio do plugin Orfeo Toolbox (OTB). Aplicou-se a técnica de segmentação por Vizinho Próximo (Local Means Clustering), que agrupa pixels com características espectrais semelhantes, facilitando e melhorando a definição/seleção de amostras para o treinamento supervisionado. As amostras foram selecionadas com base em fotointerpretação da imagem, considerando aspectos como cor, textura, forma e padrão, conforme os critérios estabelecidos por Florenzano (2002), Panizza e Fonseca (2011), Sousa *et al.* (2015) e Santos *et al.* (2017). Utilizou-se o classificador Random Forest, seguido pela aplicação de um filtro de modo para redução de ruídos e refinamento do produto classificado.

As classes de uso da terra e cobertura vegetal foram embasadas no nível I do Sistema Básico de Classificação da Cobertura e Uso da Terra (SCUT) do Manual Técnico do Uso da Terra do IBGE (2013, p.46): (1) Vegetação, (2) Solo exposto, (3) Área urbana e (4) Água.

O resultado foi uma camada temática de uso e cobertura da terra com resolução espacial de 3 metros, a qual serviu como referência para a harmonização das demais camadas da análise. Para isso, as outras variáveis ambientais utilizadas no modelo multicritério foram ajustadas pela ferramenta Calculadora Raster, com redefinição da altura e largura das imagens de satélite, de modo a garantir dimensões compatíveis e

evitar distorções espaciais nos processos de sobreposição e modelagem (pós-processamento)

As classes finais foram recodificadas segundo os critérios da escala de fragilidade ambiental proposta por Ross (1994), com adaptações metodológicas realizadas nesta pesquisa através da ferramenta *Reclassificar Raster por Tabela*, originando a camada temática USL – Uso do Solo. A classificação Supervisionada foi utilizada tanto na integração multicritério quanto como insumo para o fator C no modelo RUSLE.

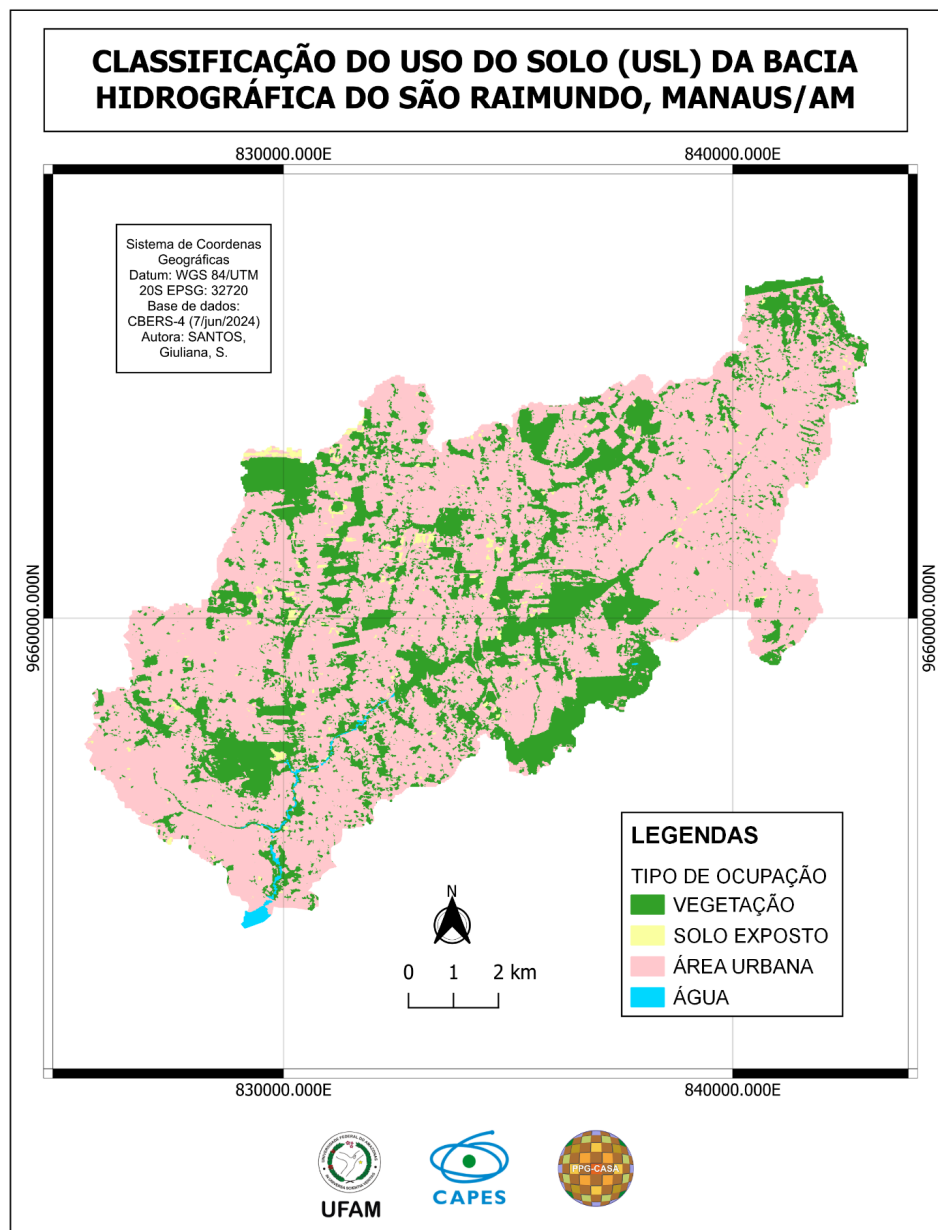


Figura 4 - Mapa da classificação supervisionada do uso e cobertura do solo. Elaboração da Autora (2025).

5.3 DECLIVIDADE (DECLIV)

A declividade foi derivada a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) SRTM com resolução espacial de 30 metros, fornecido pela USGS. O processamento foi realizado no ambiente QGIS, com suporte da extensão GRASS GIS, utilizando o módulo *r.slope.aspect* para o cálculo da declividade em graus e em porcentagem.

A camada contínua de declividade (em porcentagem) foi inicialmente classificada em cinco classes geomorfológicas de acordo com intervalos adaptados da literatura técnica, com base em padrões do IBGE (2009) e EMBRAPA (2018), sendo:

Tabela 1 - Grau de fragilidade da declividade da bacia em estudo.

Classe de Declividade	Intervalo (%)	Grau de Fragilidade ambiental	Cor da Classe
Plano	0 – 3	1 - Muito Baixa	
Suave ondulado	3 – 8	2 - Baixa	
Ondulado	8 – 20	3 - Médio	
Fortemente ondulado	20 – 45	4 - Alta	
Montanhoso ou escarpado/ Íngreme	> 45	5 - Muito Alta	

Adaptado de EMBRAPA (2018), Ross (1994), organização Autora (2025)

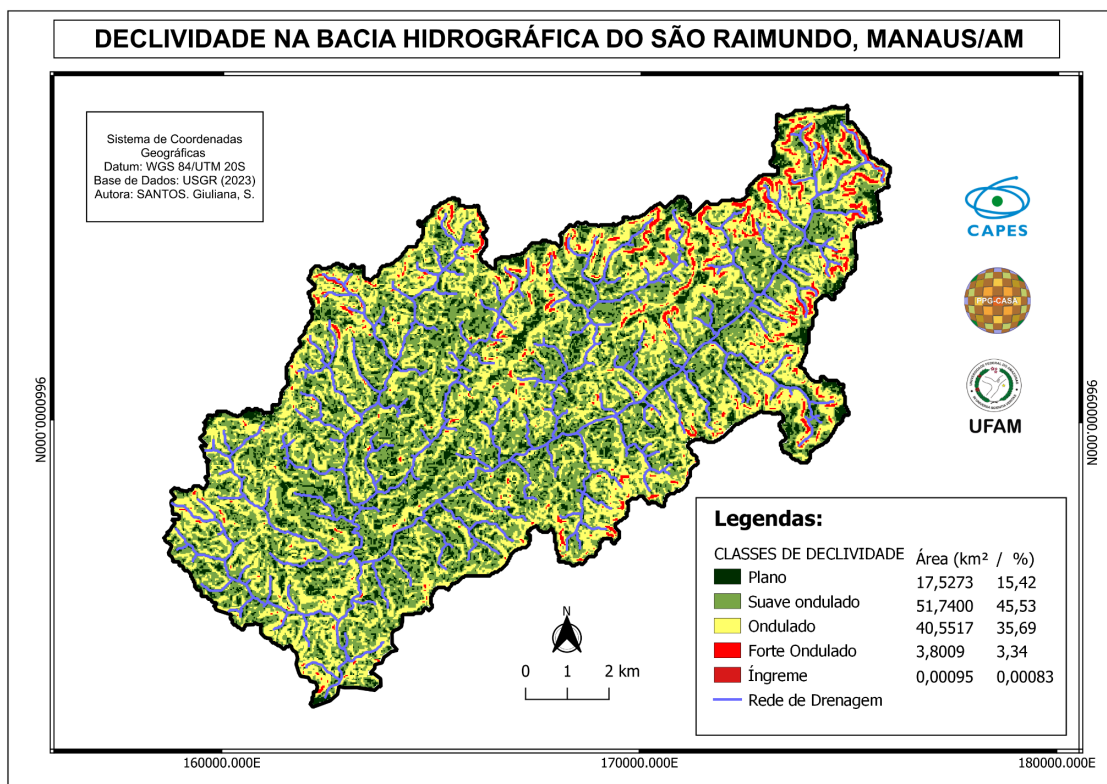


Figura 5 - Mapa da declividade classificado conforme Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) da EMBRAPA (2018). Elaboração da Autora (2025).

Essa primeira classificação teve como objetivo fornecer uma visão preliminar da compartimentação morfométrica da bacia, contribuindo para a interpretação do relevo e identificação de áreas mais propensas à erosão superficial natural.

Posteriormente, a camada de declividade foi reclassificada segundo os critérios de fragilidade ambiental propostos por Ross (1994), que associa maior vulnerabilidade às maiores inclinações, fundamentado na intensificação dos processos erosivos em terrenos mais íngremes. O raster contínuo de declividade, inicialmente derivado com resolução de 30 metros, foi classificado em cinco classes de fragilidade ambiental (de "muito baixa" a "muito alta") conforme intervalos percentuais definidos na literatura.

Após a classificação, a camada resultante foi reprojeta para resolução espacial de 3 metros, com o objetivo de manter a compatibilidade com os demais insumos cartográficos do modelo multicritério — especialmente com a camada temática de uso e

ocupação do solo (USL), também processada nesta escala. Essa harmonização espacial foi realizada por meio da redefinição da altura e largura dos rasters na Calculadora Raster do QGIS, assegurando coerência métrica nos processos de sobreposição e análise integrada.

A camada final de declividade foi então utilizada em múltiplas etapas do estudo:

- Como input para a extração automatizada da rede de drenagem e delimitação das Áreas de Preservação Permanente (APPs) associadas aos cursos d'água.
- Na avaliação da Fragilidade Ambiental, como um dos sete fatores ambientais integrados ao modelo multicritério;
- No cálculo do fator LS da equação RUSLE, onde a declividade influencia diretamente a erosividade topográfica;

5.4 ERODIBILIDADE DO SOLO (K)

O Fator K refere-se à taxa de perda de solo em detrimento da energia da chuva, ou seja, expressa numericamente a suscetibilidade dos solos sofrerem erosão, sendo que o seu valor oscila entre 0 e 1 e é expresso em $t \cdot ha^{-1} \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$ (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

O mapeamento pedológico da Bacia Hidrográfica São Raimundo foi obtido a partir do Banco de Dados de Solos do Brasil (BDSolos), disponibilizado pela Embrapa Solos. Foram utilizados arquivos vetoriais em formato shapefile, contendo unidades de mapeamento e seus respectivos atributos (ordem, subordem, grande grupo, subgrupo, textura, horizonte diagnóstico, pedregosidade e rochosidade), conforme a classificação oficial do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos – SiBCS (EMBRAPA, 2018). Organizou-se os mapas pedológicos em função do Estado e do Município a fim de identificar a diversidade a qual está inserida a bacia Mapa 5 , 6.

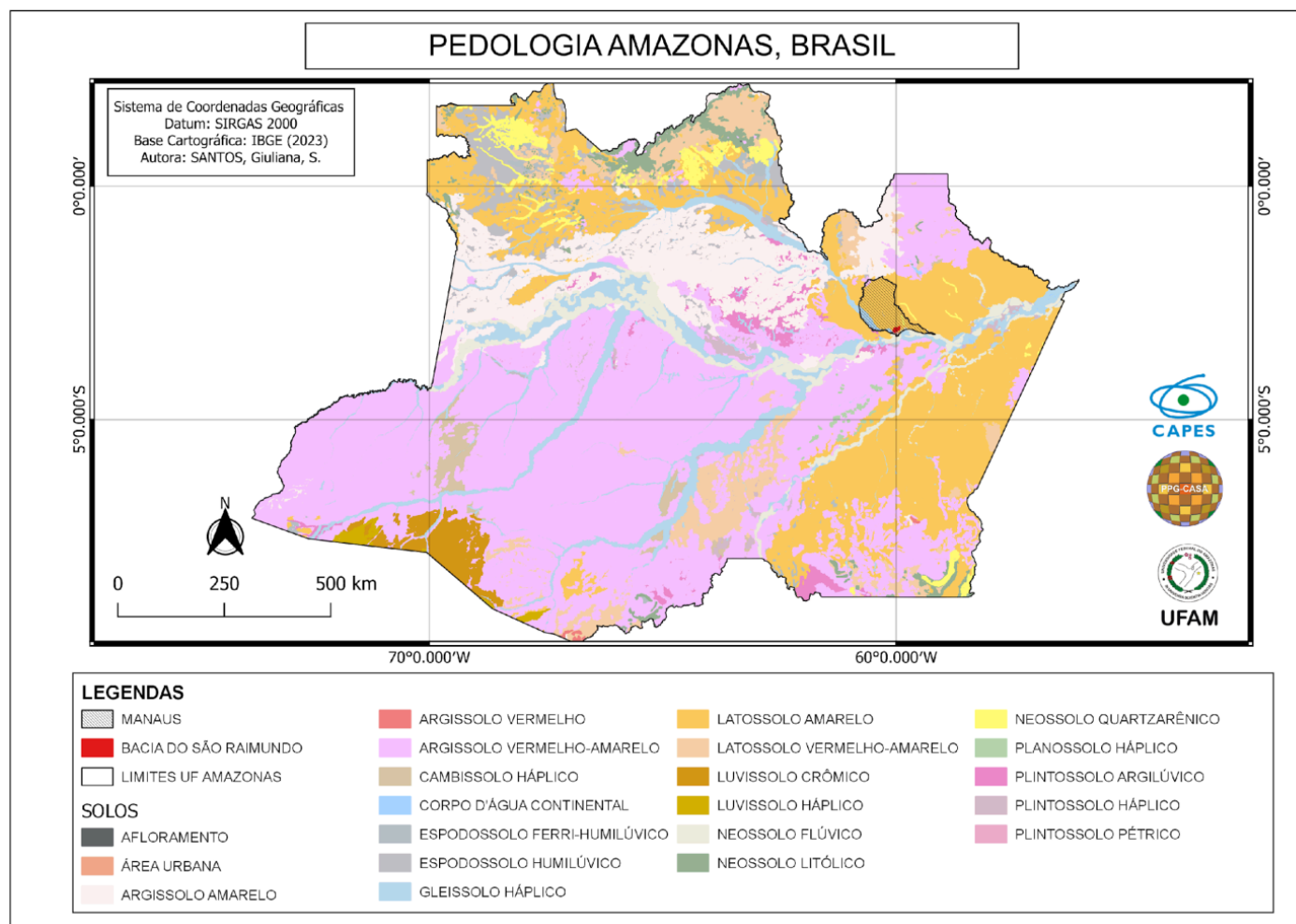


Figura 6 - Mapa da Pedologia do Estado do Amazonas, Brasil. Fonte: EMBRAPA (2018); IBGE (2023), Elaboração da Autora (2025).

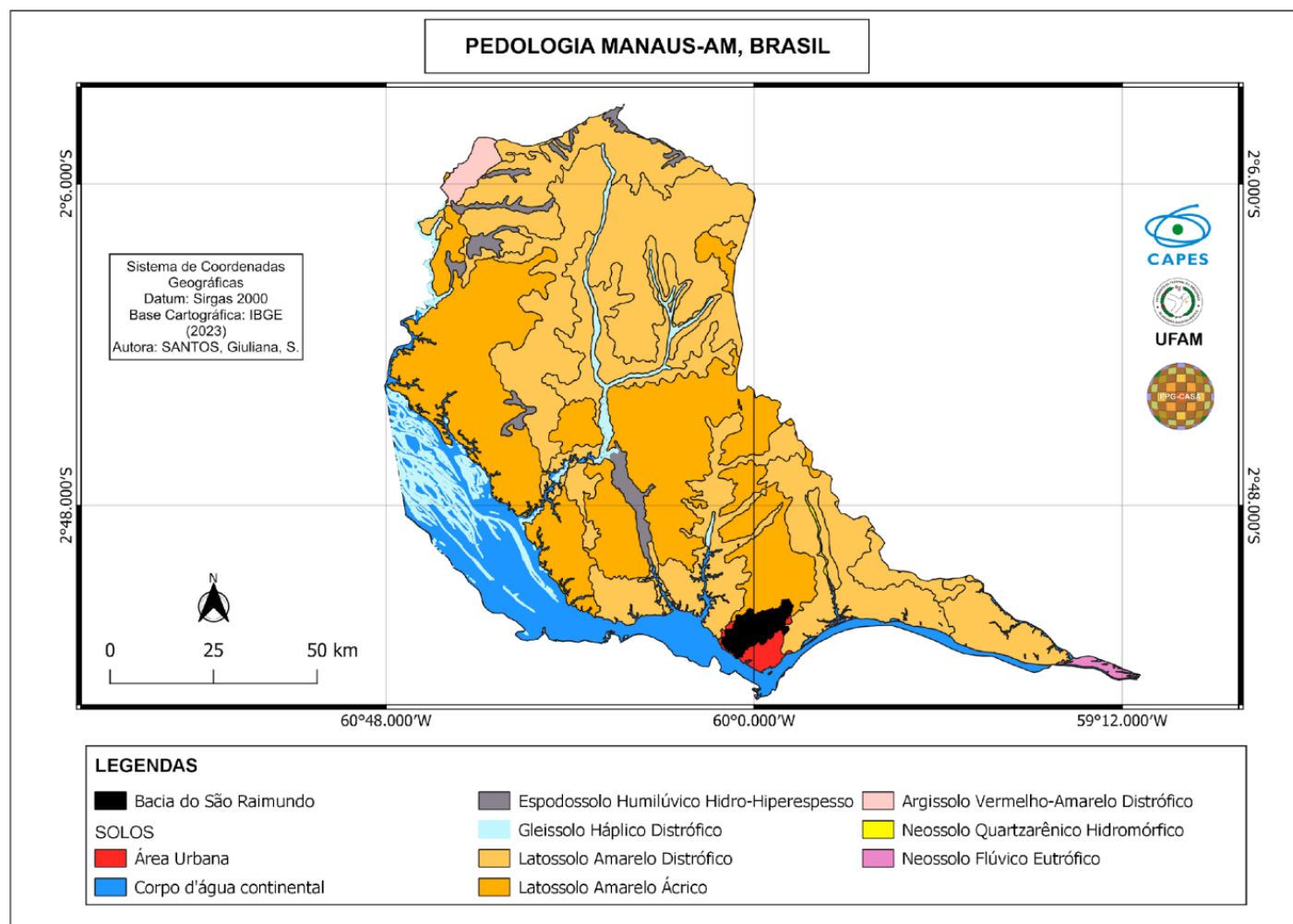


Figura 7 - Mapa da Pedologia do Município de Manaus, Amazonas. Fonte: EMBRAPA (2018); IBGE (2023), Elaboração da Autora (2025).

No contexto estadual, conforme ilustrado no mapa de pedologia do Amazonas (Figura 6), observa-se que os Latossolos Amarelos também ocupam amplas extensões no sul e leste do estado, reforçando sua relevância na dinâmica dos solos amazônicos.

Segundo a literatura consultada (IAC, 2020; EMBRAPA, 2018), os Latossolos Amarelos são caracterizados por serem profundos, bem drenados, de textura média a fina e, geralmente, com baixa fertilidade natural. Essa classe de solo apresenta elevada estabilidade estrutural, o que reduz a suscetibilidade à erosão quando mantida a cobertura vegetal. No entanto, nas áreas de ocupação urbana intensa, como ocorre ao longo do canal principal da bacia e seus afluentes, o solo perde sua cobertura protetora, o que eleva significativamente sua vulnerabilidade ao processo erosivo, mesmo com um valor médio de fator K.

Essas informações permitiram identificar os solos predominantes da bacia e realizar a atribuição de valores do fator K (erodibilidade) com base nas características texturais, estruturais e nos teores de matéria orgânica, conforme metodologia bastante utilizada na literatura (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2012). As unidades pedológicas foram tabeladas com os valores correspondentes de K e, posteriormente, unidas ao *shapefile* da bacia. A feição vetorial resultante foi rasterizada com resolução espacial de 30 metros, sendo posteriormente reprojeta para 3 metros para compatibilização com os demais insumos da análise espacial.

Na área de estudo, verificou-se predominância de 100% do tipo de classe de solo Latossolo Amarelo ácrico, com textura muito argilosa, ao qual foi atribuído um valor médio de $K = 0,0132$, conforme Moraes e Silva (2020), valor utilizado na elaboração do mapa final de erodibilidade.

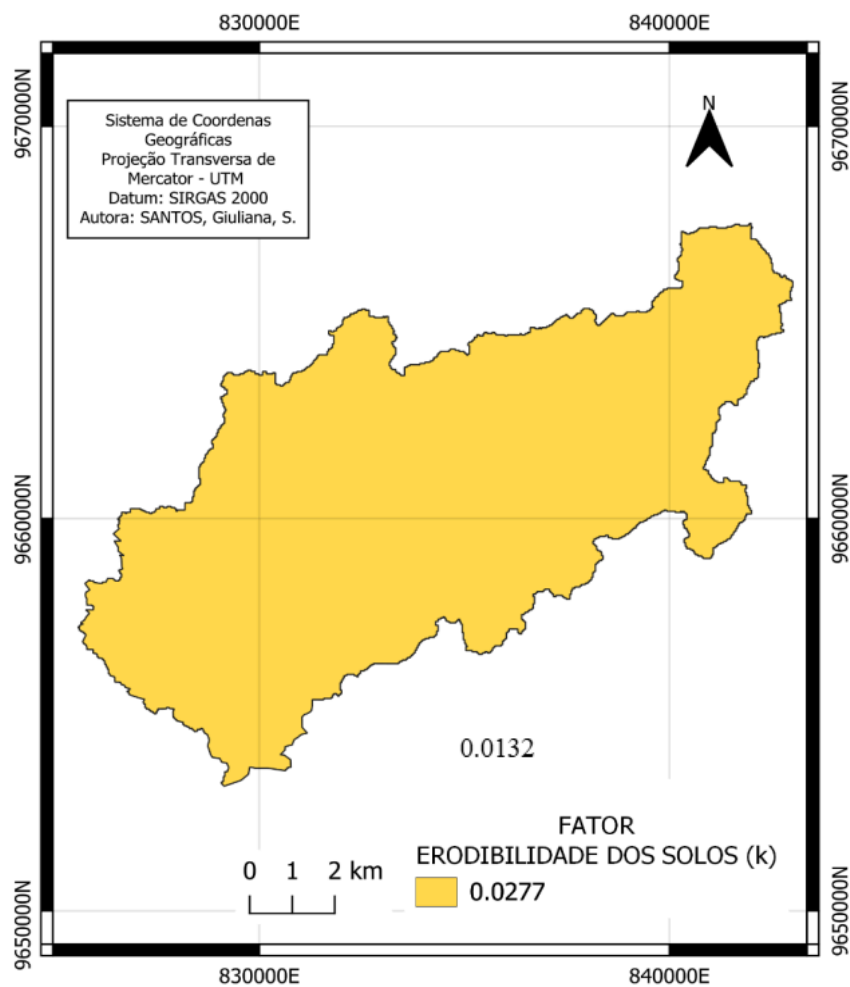


Figura 8 - Mapa do fator erodibilidade dos solos (K). Fontes: Elaboração da Autora (2025).

O fator K é um dos parâmetros centrais do modelo RUSLE, representando a susceptibilidade intrínseca dos solos à desagregação por gotas de chuva e ao arraste por enxurradas, especialmente relevante em áreas urbanizadas com solos expostos ou compactados. A correta identificação das classes pedológicas e a atribuição precisa dos valores de K são, portanto, fundamentais para a modelagem de perdas potenciais de solo e para a avaliação da fragilidade ambiental.

5.5 EROSIVIDADE DA CHUVA (R)

A distribuição espacial e temporal das precipitações pluviais são características que apresentam grande relevância no contexto da conservação e preservação de recursos

naturais, além de serem fundamentais para se pensar o desenvolvimento das atividades econômicas, as melhores formas de ocupação, o dimensionamento de projetos e o monitoramento de áreas com frequentes impactos negativos (MALVESTIO, 2013). Dessa forma, o conhecimento a respeito da precipitação pluvial é um fator importante para o manejo adequado dos recursos hídricos, para a conservação dos solos e, conseqüentemente, para a aplicação de modelos preditivos de erosão laminar, por isto trata-se de uma variável bem estabelecida na literatura.

O Fator R constitui-se como um fator climático capaz de determinar a erosividade gerada pela chuva. Para o seu cálculo, é utilizada a Equação (2), proposta por Bertoni e Lombardi Neto (2012), em que a estimativa da erosividade é realizada com considerável precisão por meio da somatória dos valores mensais de erosividade e a média anual de precipitação.

$$EI_i = 67,355 \cdot (ri^2 / P)^{0,85} \quad (2)$$

Onde:

EI_i = Índice de erosividade mensal ($MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1}$);

r_i = Precipitação média mensal (mm);

P = Precipitação média anual (mm).

A erosividade anual (fator R) foi determinada a partir da soma dos índices de erosividade mensais por ano, conforme a Equação (2):

$$R = (\sum EI_i) / 12 \quad (3)$$

Onde:

R = fator de erosividade anual médio ($MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot ano^{-1}$);

EI_i = índice de erosividade mensal ($MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1}$); Com $i = 1$ até 12

12 = número de meses do ano

Assim, o fator R ($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) representa a média da energia erosiva total das chuvas ao longo do ano, refletindo o potencial de impacto pluviométrico sobre os solos da bacia.

Os dados de precipitação utilizados para o cálculo do fator R foram obtidos por meio de séries históricas do banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), por meio do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP), no período de 1994 a 2024. Foram organizados e tratados no software Excel (MICROSOFT), para o cálculo do Fator R. Foram selecionadas 12 estações meteorológicas do estado do Amazonas com dados completos de precipitação mensal e anual para o período, abrangendo os 30 anos de observações. A escolha dessas estações teve como critério a completude das séries temporais e a representatividade espacial na região de influência da Bacia Hidrográfica do São Raimundo, em Manaus, além de serem estações que atualmente continuam em funcionamento, mantendo os dados atualizados.

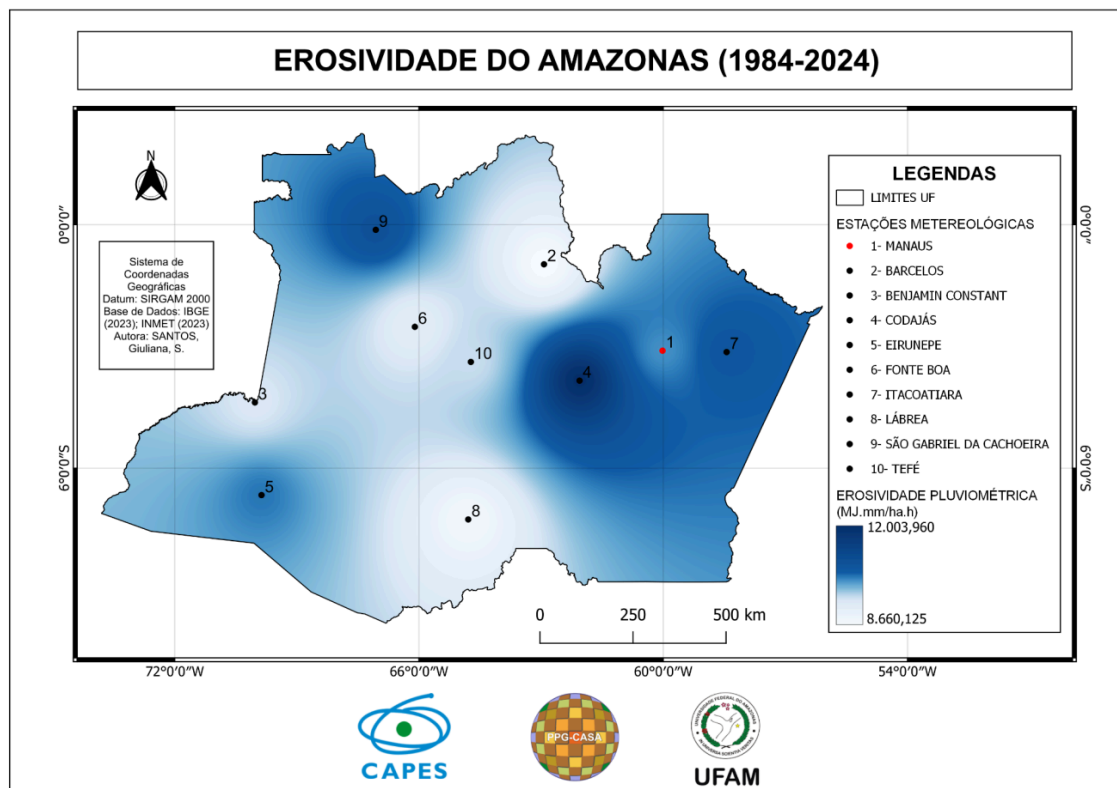


Figura 9 – Distribuição espacial da erosividade da chuva no estado do Amazonas (1984–2024).
Fonte: INMET (2025), elaboração da Autora (2025).

Para a determinação dos critérios de escolha das estações pluviométricas foi levado em conta o estudo de Pereira (2014), o qual cita a necessidade de se realizar uma seleção adequada, considerando que avaliações muito generalizadas podem levar à superestimação das informações, tornando, consequentemente, as avaliações mais complexas e menos condizentes com a realidade apresentada.

A Figura 9 apresenta a distribuição espacial da erosividade média anual das chuvas no estado do Amazonas, referente ao período de 1984 a 2024, expressa em $\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. Observa-se uma variação espacial entre 8.660 e 12.003, indicando áreas de maior intensidade erosiva especialmente na porção central do estado, onde se localiza Manaus.

A interpolação dos dados foi realizada a partir da geração de uma malha com grade regular por meio da utilização do interpolador Vizinho Natural software QGIS

3.28, visando não extrapolar os valores e resolvendo a interpolação somente para o interior do domínio dos dados, gerando um raster contínuo do fator para o estado do Amazonas. Após essa malha regular ser gerada, foram extraídos pontos com valores de R, os quais foram posteriormente interpolados pela ferramenta IDW (Inverse Distance Weighting), também presente no software QGIS 3.28, considerando que cada ponto de contribuição apresenta uma influência local que diminui com a distância, conforme a metodologia de Silva *et al.* (2017). Em seguida, a camada foi recortada pela delimitação da Bacia Hidrográfica do São Raimundo e ajustada à resolução espacial de 30 metros, compatível com os demais insumos temáticos.

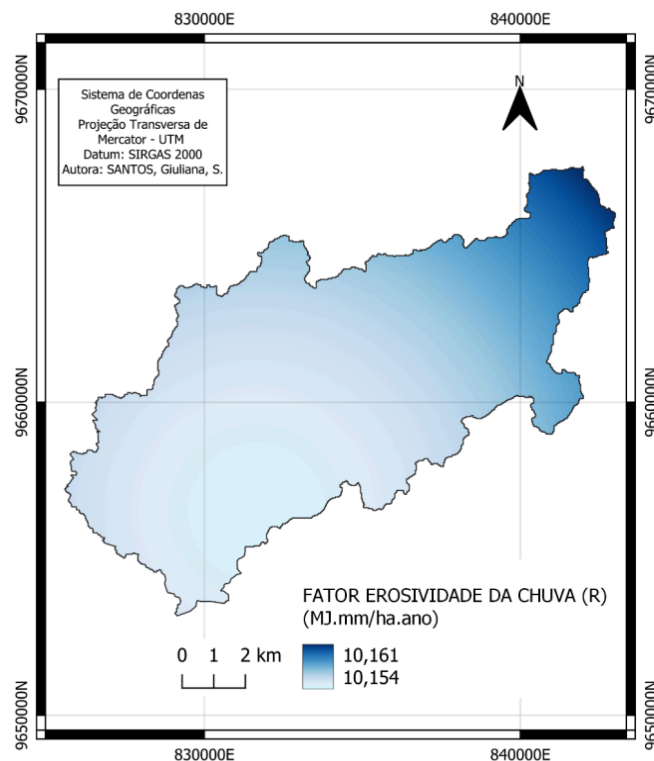


Figura 10 - Mapa da erosividade pluviométrica (R). Fonte: INMET (2025), elaboração Autora (2025).

5.6 SUSCETIBILIDADE À INUNDAÇÃO (HAND)

Na presente dissertação, o HAND foi calculado a partir do MDE SRTM com resolução de 30 metros USGS disponível na internet, utilizando ferramentas específicas de hidrologia no ambiente QGIS. O resultado foi reclassificado segundo intervalos

adaptados para o contexto urbano de Manaus, conforme proposto por Sutil *et al.* (2020), e posteriormente transformado em uma variável ordinal (de 1 a 5) conforme a escala de fragilidade de Ross (1994). Esse índice foi então integrado à análise multicritério com peso definido na matriz AHP.

A suscetibilidade à inundação foi mapeada com base no modelo HAND (*Height Above Nearest Drainage*), derivado do Modelo Digital de Elevação SRTM com resolução de 30 metros. O processamento foi realizado no ambiente QGIS/GRASS, incluindo as etapas de cálculo da direção e acumulação de fluxo, e extração automática da rede de drenagem por limiar de acumulação. A partir disso, o modelo HAND foi calculado pela subtração entre a elevação do terreno e o nível do canal de drenagem mais próximo.

O raster resultante foi reclassificado em cinco faixas, associadas a níveis crescentes de fragilidade ambiental com base na distância vertical ao canal. Essas faixas foram atribuídas segundo critérios inspirados em Ross (1994), adaptados ao contexto urbano da Bacia do São Raimundo. A tabela a seguir apresenta os intervalos, a interpretação hidrológica e o grau de fragilidade atribuído:

Tabela 2 – Grau de fragilidade do fator Inundação (HAND) da Bacia Hidrográfica do São Raimundo.

HAND (m)	Classificação do Fator	Classe Interpretativa	Grau de Fragilidade Ambiental	Cor
> 15 m	Área alta, sem risco	Inexistente	1 - Muito Baixa	
10 – 15 m	Altura segura	Ocasional	2 - Baixa	
5 – 10 m	Altura intermediária	Moderada	3 - Média	
2 – 5 m	Proximidade de canal	Frequente	4 - Alta	
< 2 m	Muito próxima da drenagem	Muito frequente	5 - Muito Alta	

Fonte: Hu&Demir (2021); Thalakkottukara (2024); Autora (2025).

Esse fator é fundamental para a análise de fragilidade ambiental em áreas urbanas amazônicas, dada a recorrência de alagamentos associados à ocupação desordenada,

impermeabilização do solo e à sazonalidade das chuvas. A literatura destaca que áreas com baixa declividade e elevada densidade de drenagem, especialmente quando desprovidas de cobertura vegetal, apresentam maior risco de inundação e alagamentos (MENDES *et al.*, 2021; FERNANDES *et al.*, 2020).

A inclusão da variável “inundação” no modelo AHP permitiu a identificação de setores da bacia que, por suas características hidrológicas e altimétricas, devem ser priorizados em ações de revegetação e contenção de ocupações irregulares.

5.7 VIGOR DA VEGETAÇÃO (VVEG)

Neste estudo, adotou-se o termo *vigor da vegetação* para representar o estado de conservação e funcionalidade da cobertura vegetal, mensurado por meio do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI). Esse índice espectral reflete não apenas a presença da vegetação, mas também sua atividade fotossintética, sendo, portanto, mais representativo do papel ecológico da vegetação na mitigação da fragilidade ambiental do que o termo “cobertura vegetal”, que expressa apenas a ocupação superficial do solo (HUETE *et al.*, 2002; JENSEN, 2007). Ainda assim, para fins de fluidez textual e compreensão simplificada, o termo “cobertura vegetal” será utilizado ao longo do trabalho como equivalente a “vigor da vegetação” quando a ênfase recair principalmente sobre a presença ou ausência de vegetação.

Optou-se por utilizar o NDVI como *proxy* da integridade ecológica da vegetação, conforme metodologia adotada por Santos *et al.* (2017), Silva *et al.* (2021) e Rocha e Souza (2018), que demonstram sua aplicabilidade isolada para fins de avaliação da fragilidade ambiental, sobretudo em áreas urbanas. A aplicação de métricas de conectividade (como distância entre fragmentos ou distância à drenagem) foi intencionalmente evitada, de modo a priorizar a condição espectral atual da vegetação, garantindo maior replicabilidade e compatibilidade com insumos derivados exclusivamente de sensoriamento remoto.

O NDVI foi calculado a partir das imagens do satélite CBERS-4, cena de 7 de junho de 2024, utilizando as bandas do infravermelho próximo (NIR – banda 4) e do

vermelho (R – banda 3), segundo a fórmula clássica do NDVI (1). As imagens de satélite foram processadas no software QGIS 3.28 Firenze, utilizando a calculadora raster para geração do índice. Os valores resultantes variam entre -1 e 1, sendo que valores próximos de 1 indicam vegetação densa e saudável, enquanto valores próximos de 0 ou negativos indicam áreas sem vegetação (solo exposto, água, construções ou sombra).

Para compatibilização com os demais insumos da análise multicritério e com a escala de fragilidade ambiental de Ross (1994), os valores de NDVI foram normalizados (0 a 1) e classificados em cinco faixas interpretativas. Cada faixa foi associada a um grau de fragilidade ambiental, sendo que valores mais baixos de NDVI indicam maior vulnerabilidade da área em termos de proteção superficial do solo e estabilidade ecológica.

Essa abordagem é especialmente relevante para a Bacia Hidrográfica do São Raimundo, uma área urbana onde a vegetação remanescente já se encontra fragmentada e bastante comprometida, e onde o NDVI fornece uma medida eficaz e de fácil replicação para inferência da fragilidade relativa do meio biótico

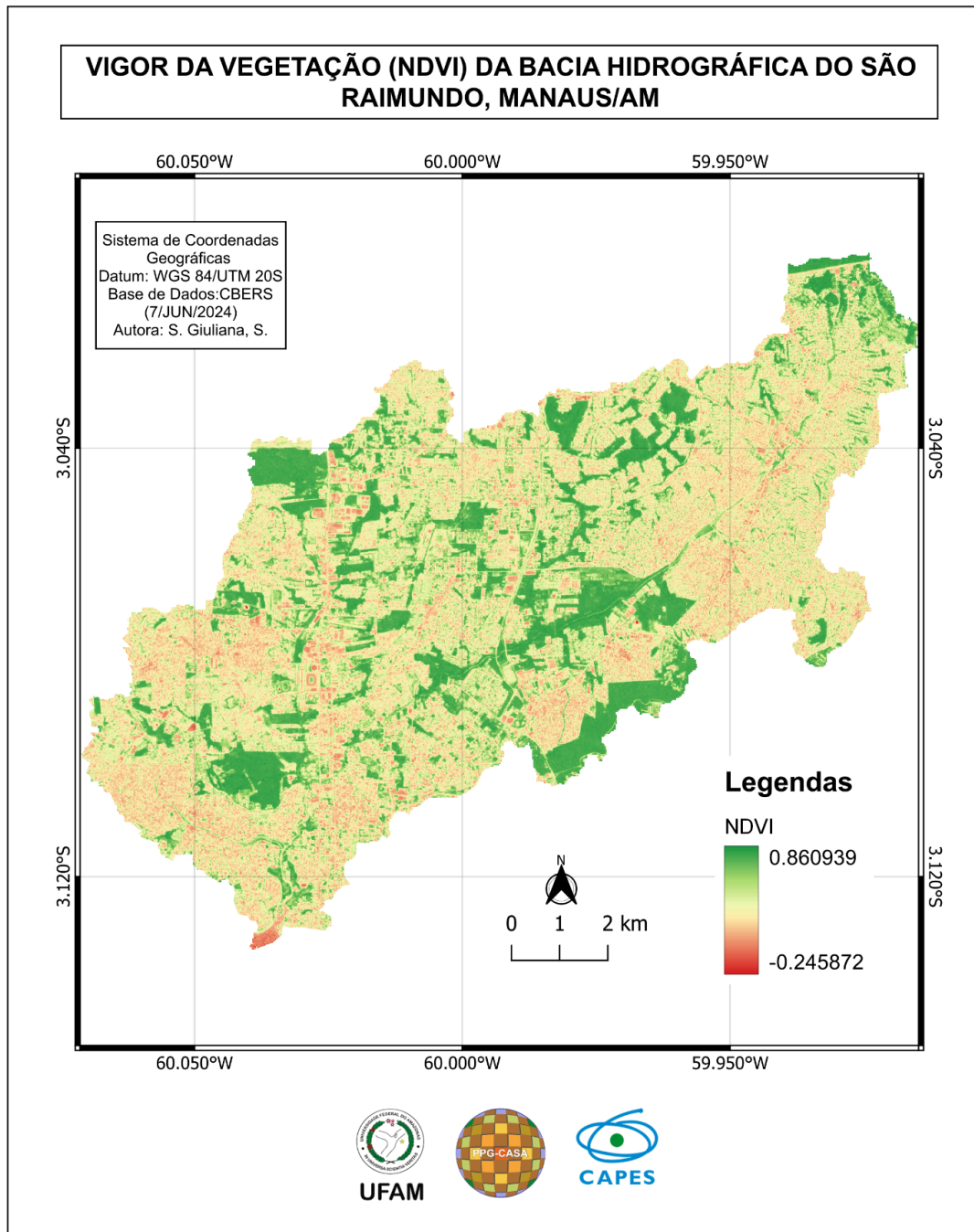


Figura 11 - Mapa dos valores de NDVI - Vigor da Vegetação. Fontes: CBERS-4A (7/Jun/2024), elaboração da Autora (2025).

5.8 PERDA DE SOLO ESTIMADA (A)

A estimativa da perda de solo na Bacia Hidrográfica do São Raimundo foi realizada por meio da aplicação da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (Revised Universal Soil Loss Equation – RUSLE), conforme proposta por Renard *et al.* (1997), que aperfeiçoa a equação original de Wischmeier e Smith (1978). A RUSLE permite estimar a perda média anual de solo por erosão laminar, sendo amplamente aplicada em estudos ambientais com suporte de Sistemas de Informação Geográfica (SIG).

A equação RUSLE é expressa por:

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (4)$$

Onde:

A – perda média anual de solo (t/ha/ano);

R – fator de erosividade da chuva;

K – fator de erodibilidade do solo;

LS – fator topográfico (declividade e comprimento de rampa);

C – fator de uso e cobertura do solo;

P – fator de práticas conservacionistas.

Os fatores R (erosividade da chuva) e K (erodibilidade do solo), já apresentados anteriormente como fatores ambientais, foram reaproveitados neste modelo, mantendo coerência metodológica e espacial (Figura 10, 11).

5.8.1 Fator LS – Topografia

O Fator LS, componente da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE), é reconhecido por sua relevância na modelagem da erosão hídrica, integrando duas variáveis morfométricas de destaque: declividade e comprimento de rampa. Conforme McCool *et al.* (1987), este fator influencia diretamente a capacidade de transporte de sedimentos, sendo a declividade um elemento amplamente sensível às variações topográficas, com potencial para acelerar o escoamento superficial e

intensificar os processos erosivos, sobretudo em áreas urbanas densamente ocupadas, como é o caso da BHRS, em Manaus/AM.

O Fator LS refere-se aos aspectos topográficos, ou seja, à influência que o relevo exerce na erosão e na sedimentação. Seu cálculo envolve a necessidade de dados e variáveis, como a altitude e os comprimentos de vertente (PINET; SOURIAU, 1988; SUMMERFIELD; HULTON, 1994).

O fator representa a influência da topografia na perda de solo, combinando o comprimento da vertente (L) com a inclinação do terreno (S). O cálculo seguiu as equações propostas por McCool *et al.* (1989) e Foster, Meyer e Onstad (1977):

$$L = (\lambda / 22,13)^m \quad (5)$$

$$S = 10,8 \cdot \text{sen}\theta + 0,03 \quad \text{se } \theta < 9\% \quad (6)$$

$$S = 16,8 \cdot \text{sen}\theta - 0,50 \quad \text{se } \theta \geq 9\% \quad (6)$$

$$m = \beta / (1 + \beta) \quad \text{onde} \quad \beta = (\text{sen}\theta) / [3 \cdot (\text{sen}\theta)^{0.8} + 0,56] \quad (7)$$

Onde:

λ - comprimento da declividade;

L = comprimento de rampa (m);

λ = comprimento da encosta (m);

m = expoente da variação comprimento-declividade, sendo calculado através da seguinte expressão ;

S = fator de inclinação da rampa;

θ = ângulo da declividade (°);

β = parâmetro auxiliar para o cálculo de *m*.

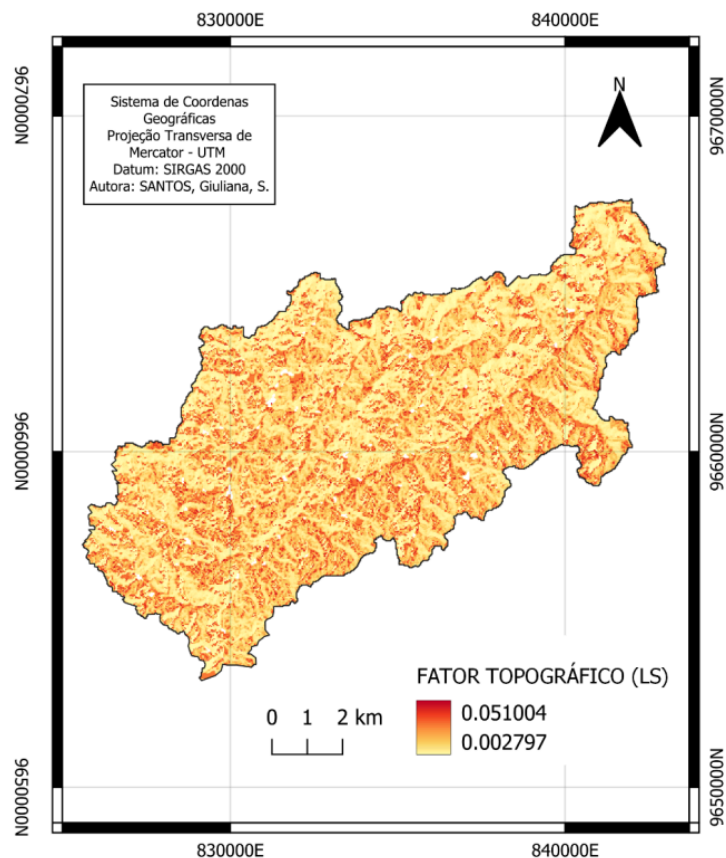


Figura 12 - Mapa do Fator Topográfico (LxS). Elaboração da Autora (2025).

O mapa do Fator LS (Figura 12) foi gerado a partir da integração da declividade e do comprimento de rampa, conforme modelo de McCool *et al.* (1989), resultando em valores variando entre 0,0028 e 0,0510 (adimensional). Como era esperado, as menores expressões do Fator LS coincidem com áreas planas e suavemente onduladas, localizadas nas zonas de fundos de vale e setores intermediários da bacia, onde o escoamento superficial tende a ser mais lento e difuso. Essas áreas, associadas a baixas declividades e curtas rampas, apresentam menor capacidade de transporte de partículas, o que pode favorecer a infiltração da água no solo, desde que a cobertura vegetal ou uso do solo não esteja comprometida.

Por outro lado, os maiores valores de LS são encontrados nas regiões de transição altimétrica e encostas mais íngremes, particularmente em setores periféricos da bacia e áreas adjacentes à rede de drenagem de primeira e segunda ordem. Nesses locais, a

combinação entre rampas mais extensas e declividades superiores a 20% intensifica a energia do escoamento superficial, aumentando a vulnerabilidade à erosão hídrica. Destaca-se que mesmo pequenas porções com alto LS podem funcionar como focos de contribuição significativa de sedimentos, sobretudo em ambientes urbanizados com alta taxa de impermeabilização.

A análise comparativa entre os mapas de declividade e de LS indica uma relação direta e coerente entre os gradientes topográficos e o aumento da capacidade de transporte do fluxo superficial, corroborando estudos como os de Van Remortel *et al.* (2004) e Weill & Sparovek (2008), que destacam a sensibilidade do fator LS às variações de relevo. Apesar da baixa amplitude dos valores do LS observados na BHRS, que reflete o padrão de relevo suave da bacia, sua importância relativa permanece elevada quando considerada a combinação com outros fatores da RUSLE

A predominância de valores baixos do Fator LS na BHRS reflete a suavidade predominante do relevo da bacia do São Raimundo, o que pode ser interpretado como um fator natural de contenção dos processos erosivos. No entanto, as áreas pontuais de LS elevado devem ser monitoradas com maior rigor, especialmente quando coincidem com ocupações irregulares ou vias de escoamento pluvial mal planejadas. Tais áreas podem atuar como gatilhos para processos de instabilidade, com erosões localizadas, assoreamento dos igarapés urbanos e alagamentos.

Neste contexto, destaca-se a importância de integrar os resultados do Fator LS à análise multicritério do Índice de Áreas Prioritárias para Recuperação (IAPR), garantindo que regiões com topografia mais sensível ao escoamento superficial sejam consideradas no planejamento das ações de controle e recuperação ambiental. A leitura integrada da declividade com demais fatores ambientais (uso do solo, erodibilidade, NDVI, erosividade e inundação) potencializa a interpretação espacial da fragilidade e contribui para o delineamento de estratégias de manejo eficazes na bacia urbana do São Raimundo.

5.8.2 Fator $C \times P$ – Uso do Solo e Práticas Conservacionistas

O mapa do fator CP (Figura 13) evidencia a distribuição espacial da suscetibilidade ao processo erosivo em função do uso do solo e das práticas de manejo associadas. Nota-se uma variação espacial considerável dos valores do fator CP, oscilando de 0,0004 até 1, refletindo desde áreas com vegetação densa e práticas conservacionistas até locais sem cobertura vegetal significativa ou com manejo inadequado.

Segundo Silva *et al.* (2017), os fatores C e P, referentes ao uso, manejo e práticas conservacionistas do solo, estão relacionados com a questão antrópica, pois envolvem as formas de ocupação e uso do solo, indo além das condições naturais, conforme proposto pelos demais fatores da RUSLE.

Para a obtenção do Fator C foram associados valores para cada uma das classes determinadas pelo mapeamento de uso da terra da bacia hidrográfica. Esses valores foram selecionados a partir de estudos realizados para o estado do Amazonas e também, de acordo com a bibliografia mais tradicional, relacionada à RUSLE. Os valores de C selecionados estiveram presentes em estudos de Silva (2004), Silva *et al.* (2010) e Bertoni e Lombardi Neto (2012).

A variação de bibliografia utilizada na seleção dos valores do Fator C se deve ao fato de que, dentre os demais fatores que compõem a RUSLE, esse é o fator que apresenta a maior quantidade de incertezas. Essa dificuldade pode estar relacionada com grande quantidade de diversidade nos dados para a realização de uma determinação precisa desse fator, considerando as condições brasileiras adversas de uso do solo. Além disso, no Brasil, considera-se que há uma escassa literatura a respeito da determinação desse fator, considerando as expressivas variações existentes em função da localização geográfica (AMARAL, 2006; AMORIM *et al.*, 2010).

Como não foi realizado o estudo voltado para a identificação das práticas conservacionistas e do plantio em declive na área de estudo, foi atribuído ao Fator P o valor de 1, conforme recomendado por Lee (2004) e Aziz *et al.* (2012) e com base na

metodologia adotada por Silva *et al.* (2017). Além disso, considerando suas relações, os efeitos dos fatores C e P foram avaliados em conjunto, como um único fator, conforme recomendado pelos autores.

O fator de uso e manejo do solo (Fator C) consiste em sua susceptibilidade à erosão relacionada ao seu uso, desuso e manejo enquanto o fator de Práticas Conservacionistas (Fator P) está ligado à mitigação ou eliminação da perda de solos com a adoção de práticas conservacionistas como terraceamento, plantio em nível entre outras práticas (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2008).

A obtenção do fator $C \times P$ foi baseada na carta de uso e ocupação do solo classificada por meio de classificação supervisionada no Orfeo Toolbox (OTB), utilizando imagens CBERS-4 (junho/2024). As classes geradas foram: vegetação, solo exposto, área urbana e corpos hídricos.

Essas classes temáticas foram reclassificadas com valores $C \times P$ definidos com base em Stein *et al.* (1987), Oliveira *et al.* (2012) e outros trabalhos aplicados à região amazônica. Os valores foram normalizados entre 0 e 1 e organizados conforme a tabela abaixo:

Tabela 3 – Valores atribuídos ao fator $C \times P$ segundo classes temáticas da Bacia do São Raimundo.

Classe de Uso e Ocupação do Solo	Descrição	Valor $C \times P$
Florestas e áreas seminaturais	Vegetação preservada ou regeneração adiantada	0,02
Solo exposto	Áreas sem vegetação ou em processo de degradação	0,50
Áreas urbanas	Zona urbana consolidada e impermeabilizada	0,20
Corpos hídricos	Rios, igarapés, lagos, sombra (sem cálculo de erosão)	0,00*

Fonte: Adaptado de Stein *et al.* (1987), Oliveira *et al.* (2012) e critérios definidos pela autora (2025), com base na classificação supervisionada.

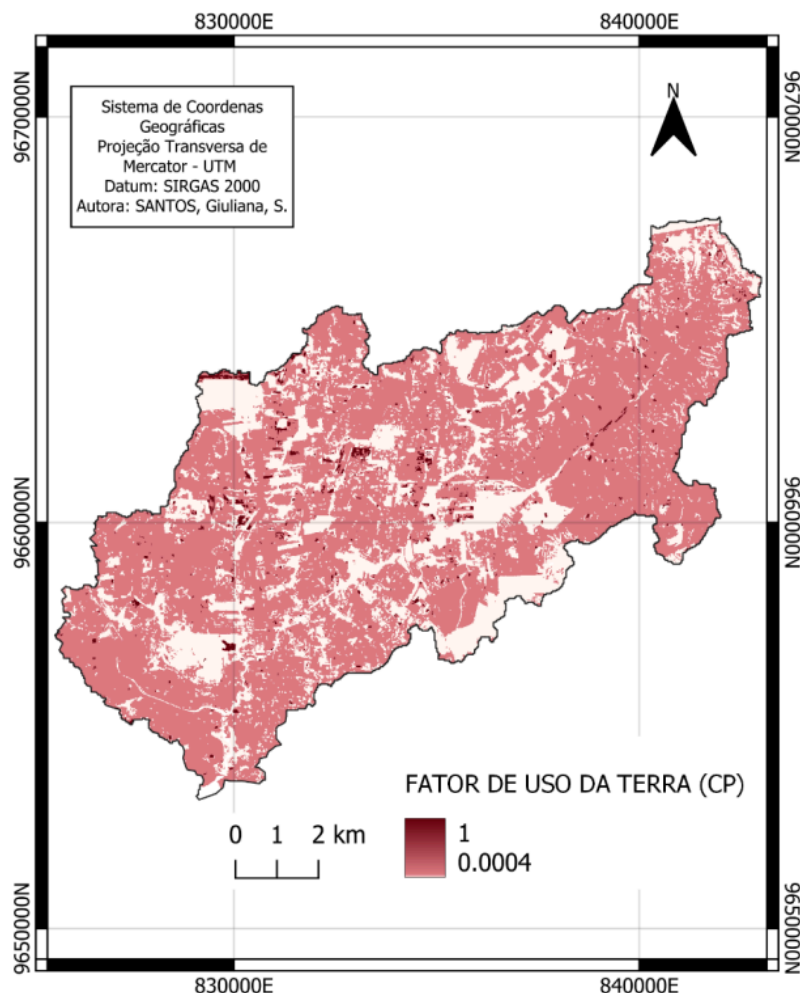


Figura 13 - Mapa do Fator CxP do uso e ocupação da terra. Elaboração da Autora (2025).

O fator de uso e manejo do solo (CP) representa a influência das práticas de conservação e da cobertura vegetal sobre o controle da erosão, sendo obtido a partir da classificação supervisionada do uso e cobertura do solo da Bacia Hidrográfica do São Raimundo. Cada classe mapeada foi associada a valores de C e P de acordo com a literatura, refletindo o efeito da vegetação e do manejo na redução ou intensificação da perda de solo. As áreas urbanizadas e de solo exposto, que receberam valores mais elevados de CP, apresentam maior potencial de contribuição para a erosão, uma vez que a ausência de cobertura e práticas conservacionistas favorecem o desprendimento e o transporte de partículas. Por outro lado, áreas cobertas por vegetação densa, especialmente remanescentes florestais e áreas de preservação, exibiram os menores valores, indicando forte capacidade de proteção do solo contra os processos erosivos. A

distribuição espacial do fator CP revela um predomínio de valores intermediários a altos nas zonas mais antropizadas, o que se alinha à intensa ocupação urbana e à substituição da cobertura vegetal por superfícies impermeáveis, contribuindo para o aumento da fragilidade ambiental nessas porções da bacia.

Essa configuração influencia diretamente o cálculo do fator A, visto que o CP atua como um modulador da perda de solo estimada pela RUSLE, reduzindo-a em áreas bem protegidas e amplificando-a onde há ausência de cobertura e manejo adequado. Assim, compreender a variabilidade espacial do CP é fundamental para identificar setores onde medidas de recuperação da cobertura vegetal ou práticas conservacionistas podem gerar maior retorno no controle da erosão.

5.8.3 Integração dos Fatores da Equação RUSLE e Geração do Mapa de Perda de Solo (A)

Após o cálculo individual de cada componente da equação RUSLE (R, K, LS, C e P), procedeu-se à integração dos fatores para estimar a perda de solo potencial na Bacia Hidrográfica do São Raimundo. As camadas raster foram reprojetadas para o mesmo sistema de referência, com resolução espacial de 30 metros, normalizadas para a escala 0–1 e integradas por multiplicação algébrica na Calculadora Raster do QGIS.

O produto resultante foi um mapa contínuo do Fator A (t/ha/ano). Para permitir a compatibilidade com a análise multicritério AHP, o mapa foi reclassificado em cinco classes de fragilidade ambiental, conforme a escala adaptada de Ross (1994). A reclassificação baseou-se na distribuição estatística dos valores do raster resultante, convertendo-o em camadas categóricas com valores normalizados entre 1 e 5, compatíveis com os demais fatores ponderados.

Tabela 4- Grau de Fragilidade do Fator A (USLE) na Bacia em Estudo.

Fator A (RUSLE)	Classificação do Fator	Grau de Fragilidade Ambiental	Cor
$\leq 0,0020$	Perda muito baixa	1 - Muito Baixa	
0,0020 – 0,1072	Perda baixa	2 - Baixa	
0,1072 – 0,1940	Perda moderada	3 - Média	
0,1940 – 0,3695	Perda alta	4 - Alta	

> 0,3695	Perda muito alta	5 - Muito Alta	
----------	------------------	----------------	--

Fonte: Organização Autora (2025).

5.9 FRAGILIDADE AMBIENTAL – INTEGRAÇÃO ARITMÉTICA

A fragilidade ambiental integrada da Bacia Hidrográfica do Rio São Raimundo foi obtida por meio da média aritmética simples entre os fatores ambientais propostos na pesquisa para o diagnóstico territorial. Inicialmente, todos os mapas temáticos foram reclassificados na escala ordinal de fragilidade proposta por Ross (1994), variando de 1 (muito baixa fragilidade) a 5 (muito alta fragilidade).

Os fatores incluídos foram: Uso e cobertura do solo (USL), Declividade (DECLIV), Erodibilidade do solo (K), Erosividade da chuva (R), Suscetibilidade à inundação (HAND), Vigor da vegetação (VVEG), Perda de solo estimada (A).

Cada célula da grade espacial recebeu os valores atribuídos a esses fatores, sendo os totais somados e divididos pelo número de critérios ($n = 7$), resultando em um índice contínuo de fragilidade ambiental.

$$(USL + DECLIV + R + K + I + FRAG + A / 7) \quad (8)$$

A integração foi realizada no software QGIS 3.28 Firenze, utilizando as ferramentas *Algebra de Mapas e Calculadora Raster*, permitindo a combinação dos fatores em ambiente matricial. A abordagem adotada é compensatória, ou seja, altos valores em um fator podem ser suavizados por valores mais baixos em outros, o que é adequado para análises integradas em ambientes antropizados.

A saída do cálculo resultou em um mapa contínuo de valores médios de fragilidade, posteriormente classificado em cinco classes cartográficas (muito baixa, baixa, média, alta e muito alta) com base na distribuição estatística local dos valores. Essa classificação permitiu a análise espacial e a comunicação visual dos resultados

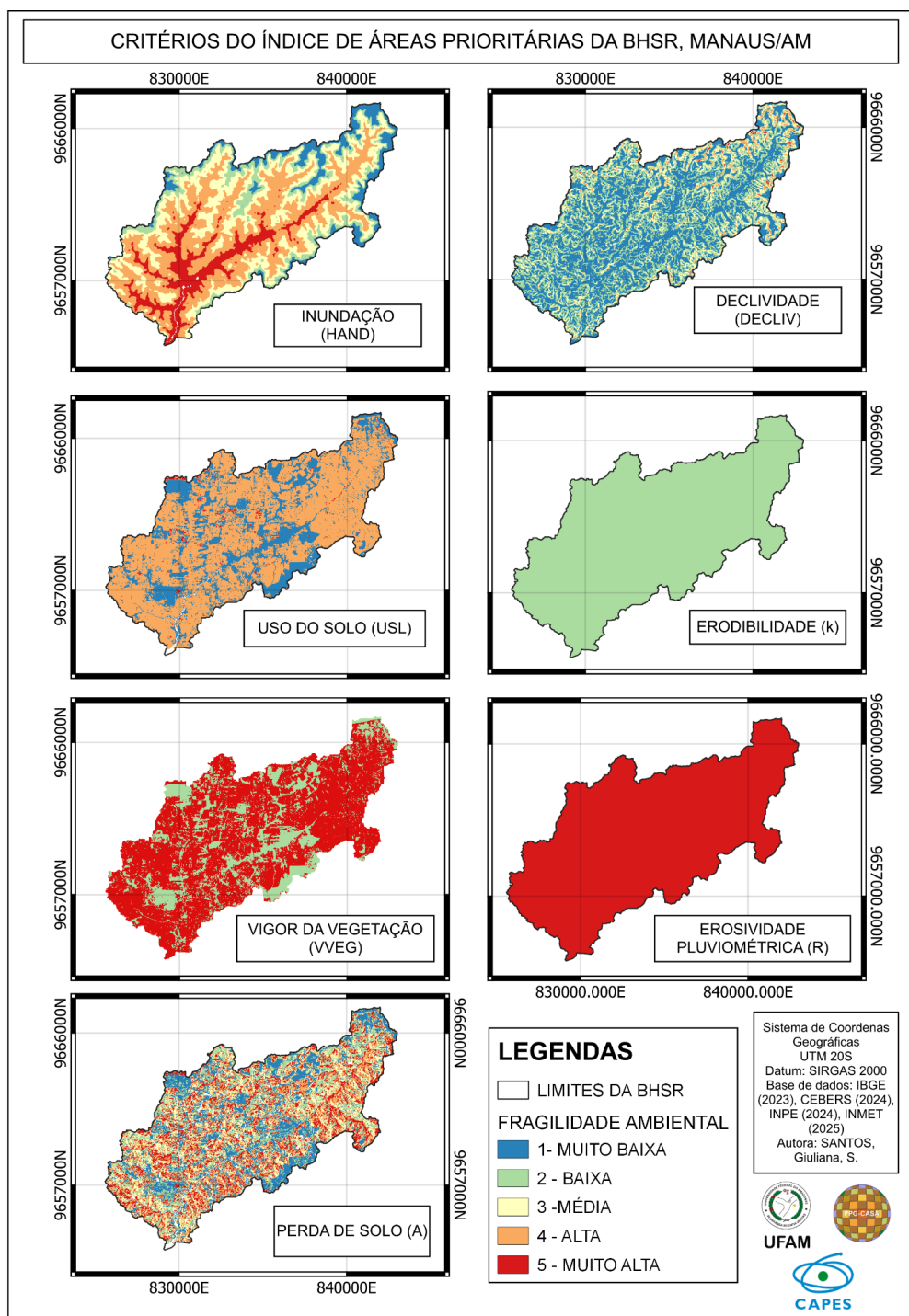


Figura 14 - Resumo dos sete fatores propostos no estudo.

5.10 AQUISIÇÃO, TRATAMENTO E MAPEAMENTO DE MAPAS CENSITÁRIOS

O mapeamento das variáveis censitárias foi realizado com base nos limites estabelecidos pela malha digital de setores censitários do ano de 2023, adquirida em formato shapefile na base cartográfica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2023). A malha digital de setores censitários foi recortada a partir da utilização da ferramenta *Recorte*, no software QGIS 3.28 Firenze, com o apoio do arquivo vetorial contendo os limites da área de estudo. Dessa forma, foram mantidos apenas os setores censitários inseridos dentro dos limites da BHSR.

Além da malha de setores, também foram extraídas do IBGE as informações referentes à população residente por bairro e a lista dos bairros presentes na área de estudo. Tais dados foram organizados de forma a refletir exclusivamente os trechos localizados dentro dos limites da bacia, garantindo a consistência espacial da análise. Após esse processamento, foi possível realizar o mapeamento temático e a análise qualitativa das variáveis censitárias selecionadas. Esses produtos cartográficos serviram para a interpretação do mapa final do Índice de Áreas Prioritárias para Recuperação (IAPR), permitindo integrar para interpretar informações socioespaciais (bairros e quantidade da população) com os demais fatores ambientais analisados.

5.11 ELABORAÇÃO DO ÍNDICE DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À RECUPERAÇÃO – IAPR (AHP)

Nesta etapa final do trabalho, procedeu-se à integração dos mapas temáticos gerados nas análises anteriores com a aplicação da técnica de Análise de Decisão Multicritério (ADMC), visando a identificação de áreas prioritárias para ações de recuperação ambiental na bacia hidrográfica do São Raimundo. A ADMC, segundo Valente *et al.* (2017), é uma ferramenta eficaz no apoio ao planejamento ambiental e à tomada de decisões, permitindo considerar múltiplos critérios que compõem a estrutura biofísica da paisagem. Trata-se de um processo estruturado que envolve a formulação do problema, a análise espacial em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG) e a

definição da alternativa mais adequada ao contexto da área de estudo (ESMAIL & GENELETTI, 2018). No Brasil, alguns estudos têm sido realizados utilizando a ADMC para priorização de áreas para conservação e restauração florestal (SARTORI *et al.*, 2012; PINTO *et al.*, 2014; VALENTE *et al.*, 2017; MELLO *et al.*, 2018; ALMEIDA *et al.* 2020; MAFRA *et al.* 2020).

Para este estudo, foi adotado o método do Processo Analítico Hierárquico (AHP), desenvolvido por Saaty (1990), que permite a atribuição de pesos relativos aos critérios envolvidos com base em uma matriz de comparação pareada. Foram considerados os critérios de fragilidade ambiental potencial (Solo - K, cobertura do solo - USL, declividade - DECLIV, erosividade - R) mais os fatores propostos para integrar os resultados (HAND, NDVI, A), que terão pesos relativos, chamados prioridades para diferenciar a importância de cada um. Os pesos dos critérios foram definidos com base na literatura científica principal Mafra *et al.* (2020) e seguirá de acordo com a seguinte tabela matriz:

Quadro 3 - Escala contínua para elaboração da matriz de comparação pareada

1/9	1/8	1/5	1/3	1	3	5	7	9
Extrema mente	Muito forte mente	Forte mente	Moderad amente	Igual mente	Moderad amente	Forte mente	Muito forte mente	Extrema mente

Fonte: Eastman (2001)

A escala fundamental para comparações par a par adota valores de 1 a 9, incluindo seus recíprocos, conforme proposto por Saaty (1980): 1: importância igual; 3: importância moderada; 5: importância forte; 7: importância muito forte; 9: importância extrema; 2, 4, 6 e 8: valores intermediários. A reciprocidade entre os julgamentos é garantida pela relação: $a_{ji} = 1 / a_{ij}$. Nos casos de julgamentos coletivos, realizou-se a agregação por meio da média geométrica das matrizes individuais. A validação da consistência baseou-se no método do autovetor principal para obtenção dos pesos (w) e do maior autovalor (λ máximo). A partir desse valor, foi calculado o Índice de Consistência (IC) pela fórmula:

$$IC = (\lambda \text{ máximo} - n) / (n - 1) \quad (10)$$

Onde:

n = ordem da matriz (número de critérios).

O Índice Aleatório (IR), de acordo com Saaty, para n = 7 é igual a 1,32. A Razão de Consistência (CR) foi então obtida pela fórmula:

$$CR = IC / IR \quad (11)$$

Sendo aceitável o valor de CR inferior a 0,10. (Anexo 1)

Quando a razão de consistência ultrapassou esse limite, aplicou-se o procedimento de calibração. Esse procedimento consistiu na substituição das comparações que mais contribuem para a inconsistência, ajustando-as para o valor mais próximo da razão w_i / w_j , dentro da escala discreta de Saaty $\{1/9, 1/8, \dots, 1, \dots, 8, 9\}$, sempre mantendo a condição de reciprocidade.

Após cada ajuste, os valores de w, lambda máximo, IC e CR foram recalculados, até que se atingisse a convergência e a consistência aceitável.

Tabela 5 - Matriz de pesos dos critérios definida pelo AHP.

Critério	USL	VVEG	K	DECLIV	HAND	A	R	Peso
USL (Uso do Solo)	1	3	4	9	3	4	4	0.3865
VVEG (Vigor Veg.)	0.33 3	1	2	4	1	2	1	0.1456
K (Tipo Solo)	0.25	0.5	1	2	0.5	1	1	0.0844
DCL (Declividade)	0.11 1	0.25	0.5	1	0.25	0.5	0.333	0.0391
HAND (Inundação)	0.33 3	1	2	4	1	2	2	0.1597
A (RUSLE)	0.25	0.5	1	2	0.5	1	1	0.0844
R (Erosividade)	0.25	1	1	3	0.5	1	1	0.1003

Elaboração da Autora (2025).

Os pesos atribuídos a cada critério foram definidos com base na literatura, especialmente em Mafra *et al.* (2020), e estão representados na Tabela 5. A escala de

comparação utilizada segue o modelo proposto por Eastman (2001), permitindo a comparação qualitativa entre os critérios com base em julgamentos de preferência relativa.

A integração dos critérios foi realizada por meio do modelo lógico da Combinação Linear Ponderada (CLP), em ambiente QGIS 3.28. Neste método, cada mapa temático é multiplicado pelo respectivo peso e, em seguida, os produtos são somados célula a célula (pixel a pixel), resultando em um índice contínuo que expressa o grau de prioridade para a recuperação ambiental. A CLP é recomendada para esse tipo de análise por sua simplicidade, flexibilidade e capacidade de representar múltiplas dimensões de forma ponderada (VOOGD, 1983; CÂMARA *et al.*, 2001).

Na matriz de comparação par a par construída com base na literatura científica e na análise de sensibilidade e conformidade com sistema ambiental local, gerou-se o maior peso ao critério uso e cobertura do solo (0,39), seguido por índice de inundação (HAND – 0,15), fragmentação florestal (0,14) e demais fatores. A consistência da matriz foi considerada aceitável ($CR < 0,1$), cálculo em anexo, conforme os parâmetros estabelecidos por Saaty (1980).

O resultado foi um conjunto de pesos ponderados que permitiram integrar os mapas reclassificados dos fatores ambientais em um único índice espacial – o Índice de Áreas Prioritárias para Recuperação (IAPR). Esse índice orientou a classificação final das APPs segundo o grau de prioridade de intervenção, permitindo hierarquizar espacialmente as áreas mais críticas da bacia.

5.12 DELIMITAÇÃO DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APPS)

A delimitação das Áreas de Preservação Permanente (APPs) na bacia hidrográfica do São Raimundo segue ‘os critérios estabelecidos pelo Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/2012), com base nas faixas marginais mínimas exigidas conforme a largura do leito regular dos cursos d’água. A Tabela 6 apresenta os parâmetros legais adotados.

Contudo, para este estudo, optou-se por uma abordagem adaptada, levando em consideração a escala dos dados disponíveis, o contexto urbano e as características hidrológicas da bacia. A delimitação das APPs foi realizada seguindo a Hierarquia Fluvial proposta por Strahler (1957), em virtude do caráter descritivo e do relacionamento com as leis de composição de drenagem, que tem a finalidade de evidenciar a organização natural ordenando os canais desde o menor volume até os mais caudalosos.

A hierarquia dos cursos d'água (Figura 15) permitiu identificar e classificar os trechos de drenagem de 1ª a 5ª ordem. Esse mapeamento constituiu a base para a definição das APPs, pois evidenciou a organização natural da rede hidrográfica e serviu como modelo espacial para a aplicação dos buffers de proteção legal.

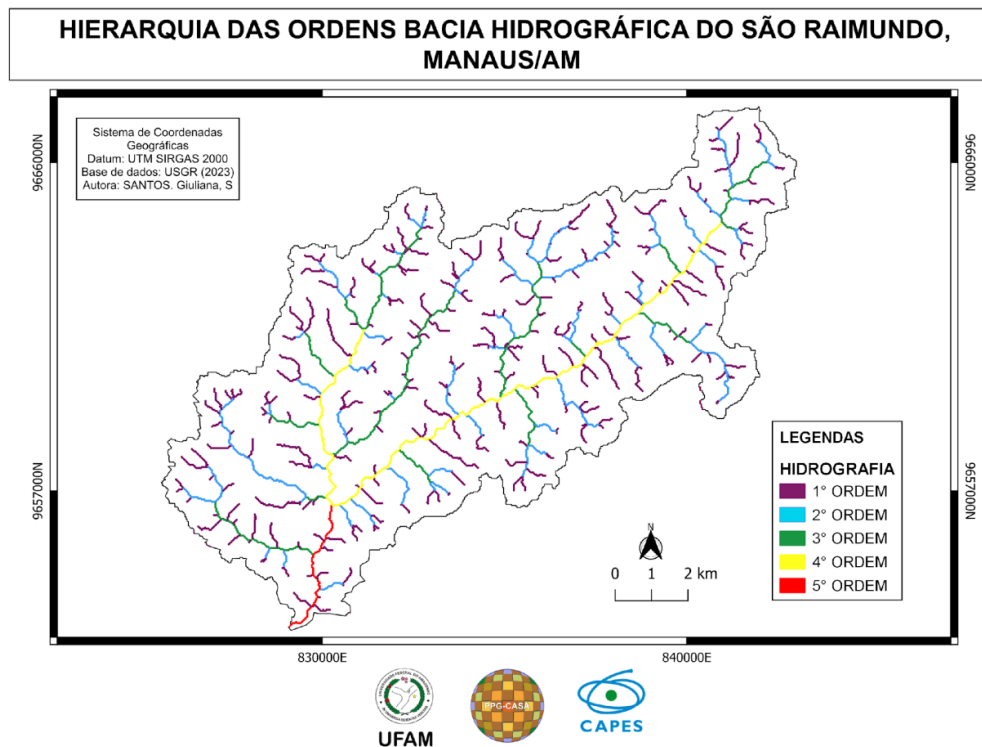


Figura 15 - Mapeamento da rede de drenagem e ordens hierárquicas de drenagem da BHSR. Elaboração da Autora (2025).

Com base nessa classificação, foram definidos os parâmetros legais e adaptados para a escala de análise

Tabela 6 — Largura e parâmetros das APPs geradas (Bacia do São Raimundo).

Elemento hídrico	Ordem	APP aplicada neste estudo	Lei 12.651/2012	Observações
Canal principal Igarapé do Mindu e São Francisco	4–5	Buffer de 50 m por margem (largura total do corredor: ~100 m)	Faixa marginal de 50 m para cursos com 10–50 m de largura do leito (Art. 4º, I, “b”)	Valor intermediário adotado para reforçar a proteção do curso principal na escala de mapeamento.
Canais secundários	1–3	Buffer de 30 m por margem (largura total do corredor: ~60 m)	Faixa marginal de 30 m para cursos com ≤10 m de largura do leito (Art. 4º, I, “a”)	Predominância em áreas densamente urbanizadas; parâmetro compatível com a legislação e com a escala dos dados.
Nascentes e olhos d’água perenes	Pontos de início de drenagem	Buffer circular de 50 m de raio	Raio mínimo de 50 m (Art. 4º, IV)	Delimitação a partir de vetores de drenagem e verificação topográfica no MDE.

Notas: As larguras por margem referem-se à faixa de APP medida a partir do leito regular. A “largura total do corredor” é a soma das duas margens.

A partir desses parâmetros, foram realizadas as seguintes etapas:

1. Importação e classificação da rede de drenagem em vetores lineares, previamente extraída e categorizada por ordem de Strahler (1 a 5), com base no MDE da bacia;
2. Separação das drenagens por ordem, criando camadas distintas para os trechos de ordem 4 e 5 (canal principal) e para os de ordem inferior (1 a 3);
3. Aplicação do buffer:
 - Buffer de 50 metros aplicado exclusivamente sobre os trechos do canal principal;
 - Buffer de 30 metros aplicado aos demais trechos da rede hidrográfica;

- Buffer de 50 metros em torno das nascentes (pontos vetoriais), conforme delimitadas a partir das extremidades da drenagem;
- 4. União das camadas de buffer por meio da ferramenta *"Mesclar Camadas Vetoriais"*, resultando em uma camada única representando todas as APPs;
- 5. Correções topológicas e de geometria, com o uso das ferramentas *"Corrigir Geometrias Inválidas"* e *"Poligonizar/unir linhas sobrepostas"*, assegurando a consistência espacial dos limites;

Após esses procedimentos, a camada final das APPs foi sobreposta aos mapas de Satélite CBERS-4 e ao mapa do IAPR para identificar as áreas de conflito de uso, isto é, locais onde atividades antrópicas (como áreas urbanizadas e solo exposto) incidem sobre áreas legalmente protegidas.

5.13 ANÁLISE DOS RESULTADOS VERIFICAÇÃO MATEMÁTICA DE ACURÁCIA

A atribuição de pesos aos fatores analisados (uso e cobertura do solo, declividade, erodibilidade, erosividade, inundação, vigor da vegetação e fator A da USLE) foi feita com base na matriz de comparação par a par proposta por Saaty (1980), fundamentada em critérios técnico-científicos retirados da literatura, com destaque para a proposta de Ross (1994), adaptada por Pereira e Cristo (2021), à realidade urbana e à escala da bacia. Adicionalmente, foram consideradas as diretrizes metodológicas de Crepani *et al.* (2001), que incorporam princípios da compartimentação ambiental de Tricart (1977), no sentido de compreender a interação entre os elementos do meio físico para fins de planejamento ambiental.

A validação dos resultados da classificação de uso e cobertura do solo foi realizada por meio de verificação qualitativa, com base na comparação visual entre o mapa classificado e imagens de alta resolução da constelação CBERS-4A (2024). Essa abordagem permitiu avaliar a coerência temática e espacial dos dados classificados.

Embora não tenha sido aplicada uma métrica estatística formal, como matriz de confusão, a verificação cruzada com os dados de referência garantiu consistência visual

satisfatória, reforçando a confiabilidade do mapeamento temático como base para a replicabilidade de análises posteriores de fragilidade ambiental e identificação de áreas prioritárias para recuperação.

No presente estudo, o conceito de áreas prioritárias para recuperação ambiental refere-se aos setores da Bacia Hidrográfica do São Raimundo que apresentam elevada fragilidade ambiental, resultante da integração dos fatores físico-ambientais e antrópicos analisados no modelo multicritério. Essas áreas concentram maiores níveis de vulnerabilidade associados à degradação do uso do solo, à ausência ou baixo vigor da vegetação, à suscetibilidade a processos erosivos e à inundação, demandando intervenções mais imediatas. Por sua vez, as áreas prioritárias possíveis correspondem a setores já urbanizados ou sob forte pressão antrópica que, embora apresentem limitações estruturais e legais, ainda mantêm potencial para a implementação de ações de recuperação ambiental, mitigação de impactos e requalificação ecológica, especialmente no âmbito das Áreas de Preservação Permanente (APPs).

6. DISCUSSÃO

6.1 FATOR USL (USO DO SOLO)

O resultado mostrou uma ótima separação entre as classes, especialmente em áreas de vegetação preservada e núcleos urbanos consolidados, embora tenham ocorrido confusões pontuais entre áreas de solo exposto e superfícies construídas com alto brilho. Figura 16.

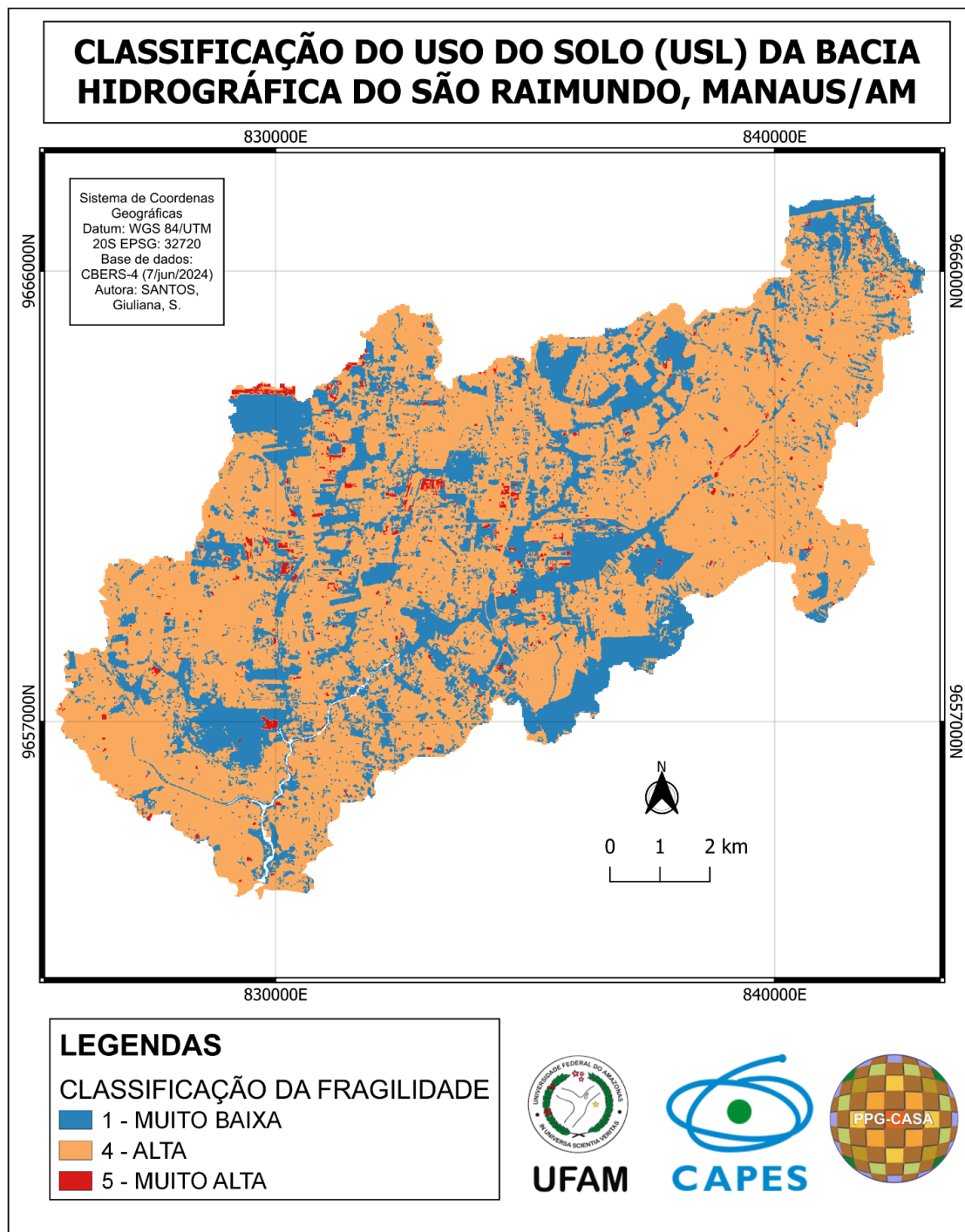


Figura 16 - Mapa do Uso do Solo (USL) classificado conforme parâmetros do estudo. Elaboração da Autora (2025).

Tabela 7 - Grau de fragilidade do fator uso do solo da bacia no estudo.

Uso do Solo	Classificação do fator	Grau de Fragilidade Ambiental	Cor
Vegetação	Preservada	1- Muito Baixa	
Área urbana	Antrópica moderada	4 - Alta	
Solo exposto/industrial	Antrópica severa	5 - Muito Alta	
Água	nulo	0	-

Fonte: Ross, 1994, com adaptações pelos autores (2025).

O mapa resultante da reclassificação (Figura 16) evidencia as áreas com média e alta fragilidade, refletindo a ocupação intensiva e pouco planejada das principalmente às margens do igarapé. As classes com maior expressão territorial foram as áreas urbanizadas e vegetação juntas ocupam parte significativa da bacia e as classes que contribuem para o comprometimento dos serviços ecossistêmicos locais são solo exposto e área urbana.

A classe “solo exposto”, comum em áreas de transição entre a zona urbana e fragmentos florestais, apresenta elevada fragilidade e suscetibilidade à erosão em função da ausência de cobertura protetora. Nessas condições, o impacto direto das chuvas favorece a desagregação do solo e o aumento do escoamento superficial, principalmente em períodos chuvosos. De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (2012), a falta de práticas conservacionistas intensifica esse processo, tornando o solo mais vulnerável. Resultados semelhantes também foram apontados por Oliveira *et al.* (2012), que destacam a importância da cobertura vegetal na redução da erodibilidade e na proteção contra perdas de solo.

As áreas urbanizadas, embora revelem menor suscetibilidade à erosão laminar direta devido à presença de infraestrutura rígida, contribuem fortemente para o aumento do escoamento superficial, impermeabilização do solo e transporte de sedimentos, impactando negativamente os corpos d’água da bacia. A impermeabilização também

reduz drasticamente a infiltração, agravando o risco de enchentes nas áreas de fundo de vale.

As áreas de vegetação foram classificadas com baixa fragilidade ambiental, uma vez que a cobertura vegetal exerce papel fundamental na proteção do solo contra processos erosivos, ao reduzir o impacto direto das gotas de chuva e favorecer a infiltração da água. Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2012), a presença de cobertura contínua atua como barreira natural à erosão, aumentando a estabilidade do solo. De forma semelhante, Oliveira *et al.* (2012) destacam que a vegetação contribui para diminuir a erodibilidade e a perda de nutrientes, reforçando sua relevância como fator de proteção e equilíbrio ambiental.

Por fim, os corpos d'água foram classificados com fragilidade nula, seguindo a lógica da metodologia de Ross (1994). Porém deve-se lembrar que são áreas que representam zonas sujeitas à inundação e assoreamento, sendo particularmente sensíveis à entrada de sedimentos, por isto também a inclusão do fator de índice de inundação calculado como um critério proposto neste estudo.

Essa reclassificação permitiu identificar áreas críticas onde a combinação entre uso inadequado do solo e fatores ambientais potencializa a degradação.

A análise integrada entre a classificação supervisionada, a reclassificação conforme Ross e a aplicação do fator CP demonstrou a importância de considerar o uso e ocupação do solo como variável central nas análises de fragilidade e vulnerabilidade ambiental. A espacialização desses dados possibilitou a inclusão de fatores para propor o índice de áreas prioritárias para recuperação (IAPR) e identificar o uso e ocupação do solo da bacia urbana.

6.2 FATOR DECLIV (DECLIVIDADE)

O mapa original da declividade (Figura 5) demonstra que grande parte da Bacia Hidrográfica do São Raimundo apresenta relevo variando entre plano (~15%), suave ondulado (~45%) e ondulado (35%), especialmente nas porções centrais e periféricas, o

que já indica certa suscetibilidade a processos erosivos moderados/baixos. As áreas com relevo mais acidentado (fortemente ondulado) localizam-se predominantemente na porção norte/nordeste da bacia, onde os valores de declividade ultrapassam 20%, já a classe Íngreme que tem valores de declividade maiores que 45%, apresenta área ínfima quase igual a zero.

A reclassificação da declividade de acordo com os graus de fragilidade ambiental (Figura 17) permitiu a integração deste fator com os demais critérios analisados. Os valores atribuídos às classes foram os seguintes:

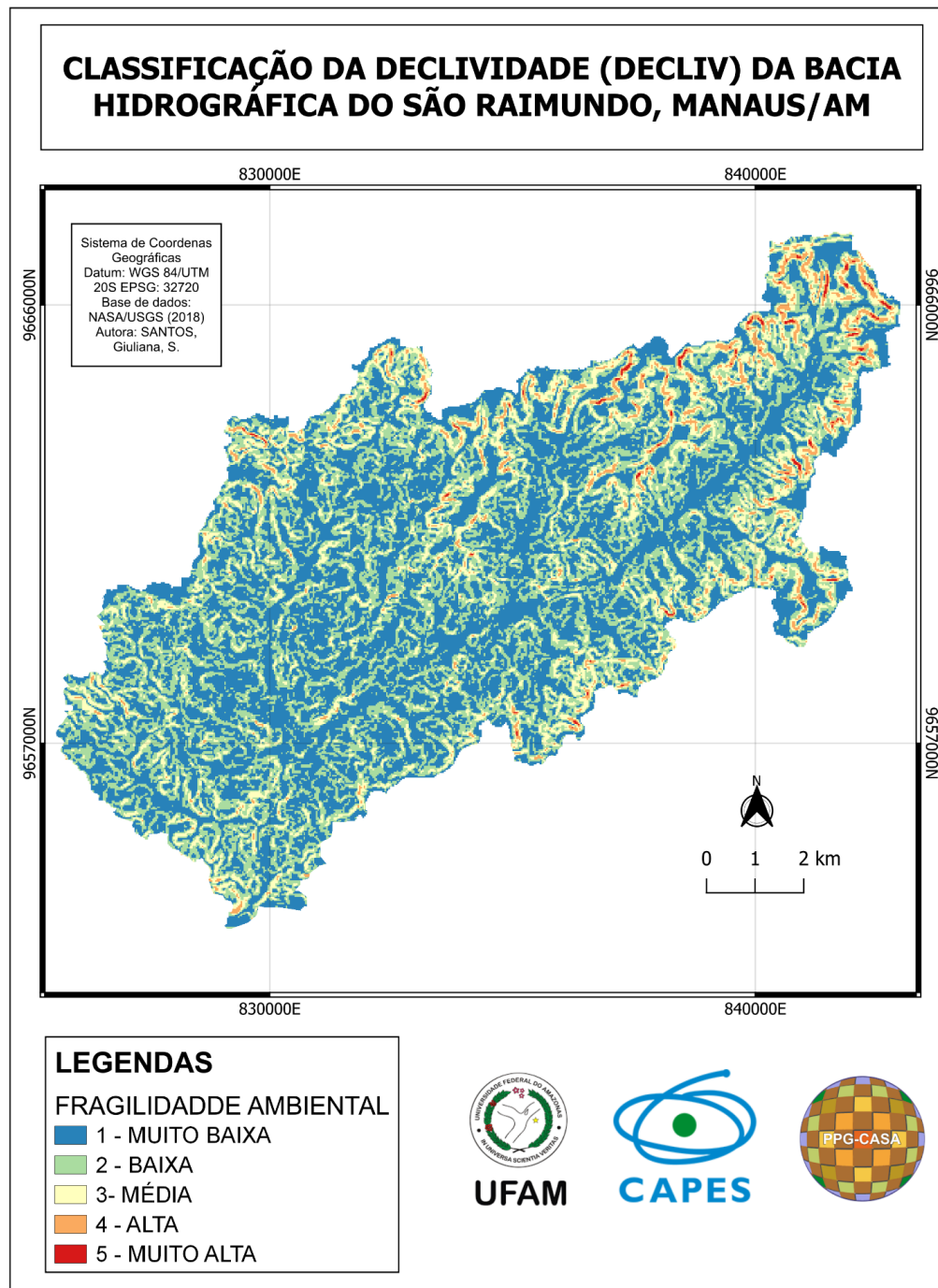


Figura 17 - Mapa da Declividade classificada conforme parâmetros do estudo. Elaboração da Autora (2025).

Tabela 8 - Resultado baseado nos critérios de classificação da Declividade Ross (1994).

Classe de Declividade	Grau de Fragilidade Ambiental	Área (km ²)	Cor
Plano	1 - Muito Baixa	17,5273	
Suave ondulado	2 - Baixa	51,74	
Ondulado	3 - Média	40,55	
Fortemente ondulado	4 - Alta	3,80	
Montanhoso ou escarpado/ Íngreme	5 - Muito Alta	0	

Fontes: Adaptado de EMBRAPA (2018), Ross (1994), organizado pela Autora (2025).

A partir da classificação do modelo digital de elevação (MDE), o mapa de declividade da BHRS foi elaborado com base nos intervalos propostos por Embrapa (2018), adaptando a nomenclatura para fins interpretativos na escala local. As classes consideradas foram: plano (0% a 3%), suave ondulado (3% a 8%), ondulado (8% a 20%), forte ondulado (20% a 45%) e íngreme (> 45%). Os resultados revelam predominância das classes mais baixas de declividade, notadamente nas porções centrais e sudoeste da bacia, com destaque para as unidades de relevo plano (17,53 km² / 15,42%) e suave ondulado (51,74 km² / 45,53%), que juntas somam cerca de 61% da área total da bacia. Esta predominância indica uma morfologia de vertentes suaves, com menor energia gravitacional para o escoamento superficial, fator que contribui para a menor suscetibilidade à erosão nessas áreas, especialmente se aliadas a coberturas vegetais protetoras.

A classe "ondulado" ocupa 40,55 km², representando 35,69% da área, caracterizando-se por interflúvios medianos e encostas de declividade intermediária. Já as classes de maior declive – "forte ondulado" (3,80 km² / 3,34%) e "íngreme" (0,00095 km² / 0,00083%) – apresentam ocorrência pontual, concentrando-se principalmente nas bordas setentrionais e leste da bacia, onde há a presença de rupturas altimétricas mais

marcadas, possivelmente associadas a processos erosivos antigos ou à dissecação fluvial acentuada.

A espacialização da declividade evidencia, portanto, um relevo predominantemente suave a moderado, cujas implicações geomorfológicas indicam tendência à estabilidade topográfica relativa, embora as faixas com declividade acima de 20% requeiram atenção em virtude do seu potencial de acelerar o fluxo superficial e, conseqüentemente, intensificar os processos de erosão laminar.

6.3 FATOR K (ERODIBILIDADE)

A erodibilidade do solo, representada pelo Fator K da equação RUSLE, expressa a suscetibilidade intrínseca do solo à desagregação e transporte por agentes erosivos, especialmente pela ação da chuva. Este fator é determinado por características físico-químicas do solo, como textura, estrutura, permeabilidade e teor de matéria orgânica (WISCHMEIER & SMITH, 1978).

Na Bacia Hidrográfica do São Raimundo (BHRS), observou-se homogeneidade pedológica, com predominância exclusiva de Latossolos Amarelos Ácrícos (Figura 8). O valor médio estimado para o fator K é de 0,0277 t·ha·h/ha·MJ·mm. Embora esse valor esteja próximo da classe “média” segundo Silva & Alvares (2005), adotou-se a classificação proposta por Silva *et al.* (2014) e Morais e Silva (2020), que obtiveram valores entre 0,012 e 0,020 t·ha·h/ha·MJ·mm. para Latossolos Amarelos Acrílicos na Amazônia Oriental, enquadrando-os na classe de baixa erodibilidade, por refletirem melhor as condições regionais observadas em função da estrutura estável e baixa suscetibilidade natural à desagregação. Dessa forma, o solo da bacia foi enquadrado na classe “baixa”, coerente com a literatura regional e representado em verde no mapa de erodibilidade e valor K= 0,0132 (Figura 8).

A opção por representar esse valor constante em mapa temático visa reforçar a compreensão espacial da vulnerabilidade dos solos à erosão, mesmo que a variação seja nula no interior da microbacia. O uso de escala contínua foi mantido para padronização dos mapas temáticos e coerência visual na representação dos demais fatores ambientais.

A interpretação do mapa de pedologia municipal (Figura 7) permite entender a inserção da BHRS dentro do contexto edafoclimático da cidade de Manaus. Nota-se que a maior parte do território municipal é dominada pelos Latossolos Amarelos, sobretudo os distróficos e ácricos, evidenciando um padrão de solos profundamente intemperizados, de baixa fertilidade natural, mas com boa drenagem e coesão média. Estes solos, apesar de apresentarem uma resistência moderada à erosão laminar, tornam-se altamente vulneráveis em áreas antropizadas, sobretudo com supressão de vegetação e ocupação urbana desordenada, como é recorrente nas Áreas de Preservação Permanente (APPs) da bacia.

O fator K, apesar de constante, não deve ser subestimado no modelo integrado de análise de fragilidade ambiental e na construção do Índice de Áreas Prioritárias para Recuperação (IAPR), pois interage de forma significativa com outros fatores como declividade, uso do solo e NDVI.

De forma geral, a constância do fator K na área de estudo revela uma limitação inerente à escala da análise pedológica adotada, mas também reforça a importância da integração multivariada via AHP para identificar áreas críticas. Além disso, a escolha metodológica de contextualizar espacialmente a pedologia em três escalas, microbacia, município e estado, se mostrou relevante para subsidiar a compreensão integrada do território e fundamentar propostas eficientes e coerentes.

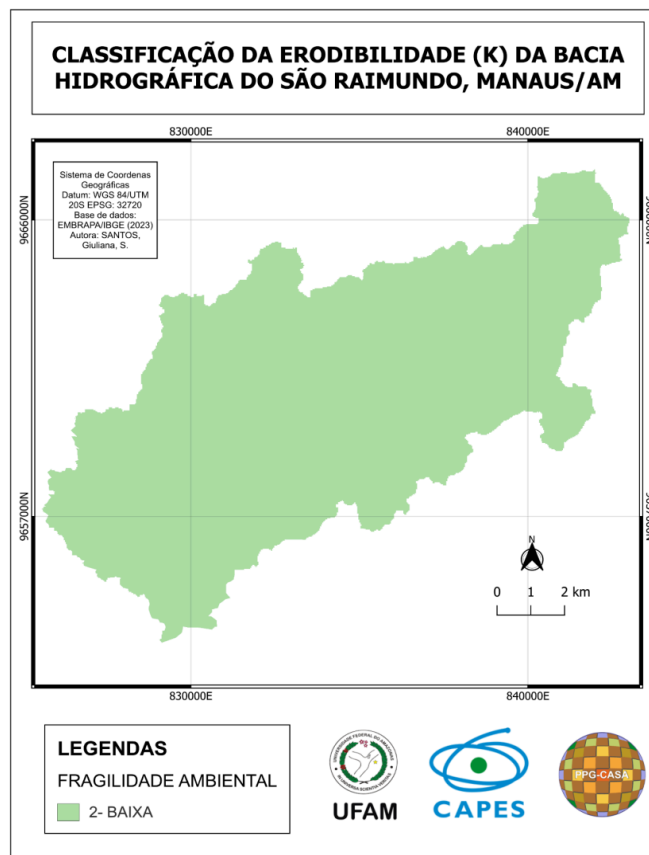


Figura 18 - Mapa Erodibilidade do solo (K) classificado conforme parâmetros do estudo
Elaboração da Autora (2025).

Tabela 9 - Grau de fragilidade do fator erodibilidade (k) da bacia no estudo.

Erodibilidade (K)	Tipo do solo da BHSR	Classificação do fator	Cor
<0,010	-	1 - Muito baixa	
0,011–0,020	Latossolo Amarelo	2 - Baixa	
0,021–0,030	-	3 - Média	
0,031–0,040	-	4 - Alta	
>0,040	-	5 - Muito alta	

Fonte: Silva e Alvares (2005); Ross(1994), organizado Autora (2025).

6.4 FATOR R (EROSIVIDADE DA CHUVA)

O gráfico da Figura 13 apresenta as médias mensais de precipitação (em mm) e erosividade (em $\text{MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$) no estado e no município, enquanto a Figura 14 mostra o mapa espacializado da erosividade média anual dentro da Bacia do São Raimundo, permitindo analisar as variações intra e interanual desse fator climático.

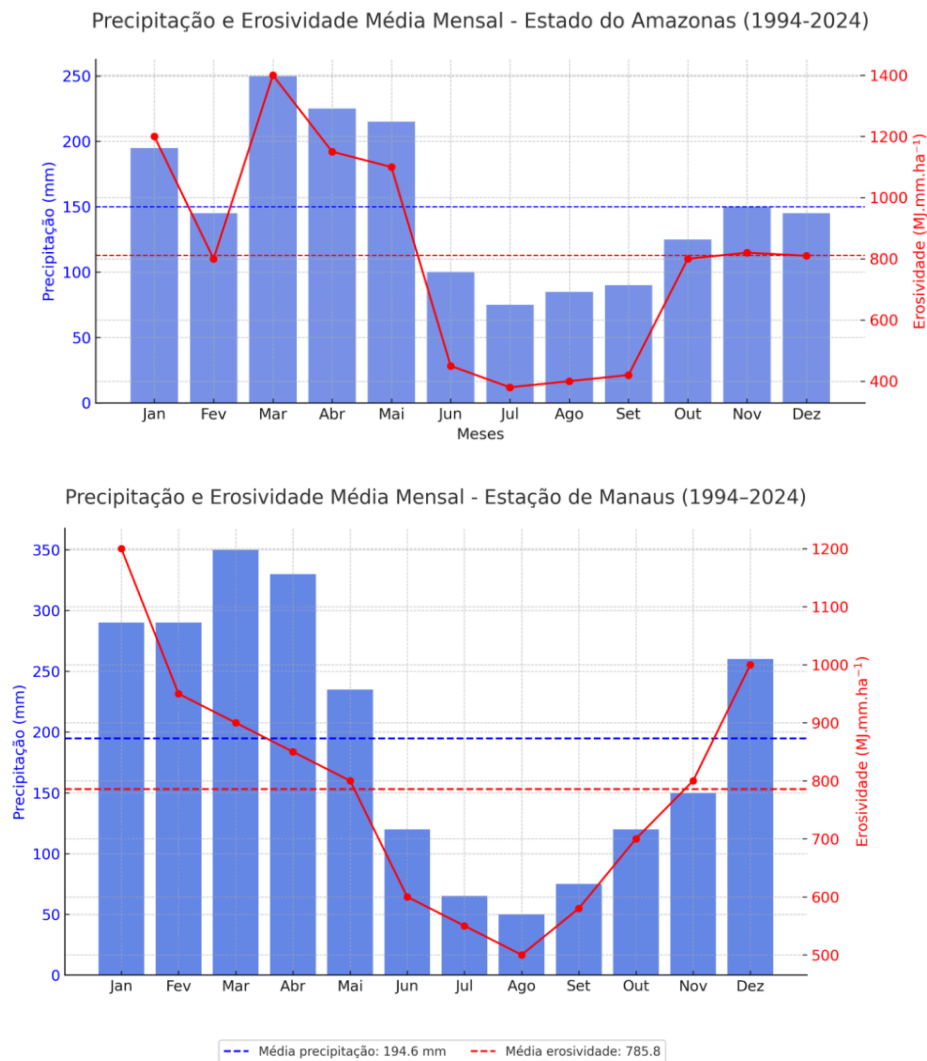


Figura 19 - Gráfico da Precipitação e Erosividade no Amazonas e em Manaus respectivamente.

Fonte: INMET (1994-2024), organização Autora (2025)

Observa-se no gráfico que os maiores valores de precipitação ocorrem entre os meses de janeiro e maio, com pico em março (aproximadamente 248 mm), coincidindo

com os maiores índices de erosividade, especialmente em março ($1.246,85 \text{ MJ.mm.h}^{-1}.\text{ha}^{-1}$) e abril ($942,49 \text{ MJ.mm.h}^{-1}.\text{ha}^{-1}$). Tal comportamento indica forte correlação entre os dois fenômenos, reforçando que a intensidade e a concentração das chuvas são os principais vetores da energia cinética da precipitação responsável pelo destacamento de partículas do solo.

Durante o período mais seco, entre junho e setembro, tanto os índices pluviométricos quanto os valores de erosividade decrescem significativamente, com os menores registros sendo verificados nos meses de julho e agosto, cujos valores ficaram abaixo de 100 mm de precipitação e em torno de 384 a $435 \text{ MJ.mm.h}^{-1}.\text{ha}^{-1}$ de erosividade. Essa baixa atividade erosiva pode estar associada ao predomínio de chuvas fracas ou mal distribuídas, insuficientes para gerar impactos erosivos significativos sobre o solo exposto.

O mapa do fator R (Figura 10) evidencia a espacialização da erosividade na bacia, apresentando variação entre 10.154 e $10.161 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Ainda que a amplitude dos valores seja estreita, observa-se uma leve tendência de maiores índices no setor nordeste da bacia, o que pode ser atribuído a fatores topográficos, como o relevo acidentado e o escoamento superficial mais intenso. Esta concentração pode também refletir a maior exposição do solo em áreas urbanizadas, onde há menor cobertura vegetal, aumentando a suscetibilidade à erosão.

De acordo com a classificação proposta por Silva (2007), com base em Foster *et al.* (1981), os valores de erosividade anual da bacia se enquadram na classe de "média-forte", que varia entre 4.905 e $7.357 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Isso demonstra que, embora o regime de chuvas em Manaus seja intenso, a energia erosiva total ainda não atinge níveis considerados "muito fortes" ou "excessivos", como ocorre em regiões com topografia mais íngreme ou com sistemas de tempestades convectivas mais frequentes, como observado na BHRS analisada por Paixão (2022).

A análise conjunta dos dados temporais e espaciais do fator R permite concluir que os meses de março e abril representam o maior risco de erosão associada à

precipitação, devendo ser priorizados em medidas preventivas, como revegetação de áreas descobertas, instalação de barreiras físicas ou manejo adequado do solo em áreas suscetíveis. Já os meses de julho e agosto representam uma janela climática de menor vulnerabilidade erosiva, podendo ser mais adequados para intervenções de campo.

Por fim, os resultados corroboram com estudos anteriores na região amazônica, que destacam a sazonalidade da erosividade como um fator chave para o planejamento da conservação do solo, especialmente em áreas urbanas onde as Áreas de Preservação Permanente (APPs) estão comprometidas pela ocupação desordenada.

O valor médio anual estimado para a bacia foi de aproximadamente 10.000 MJ·mm·ha⁻¹·h⁻¹·ano⁻¹, valor este classificado como de muito alta fragilidade segundo os critérios adaptados da proposta de Ross (1994), que considera valores de $R > 8.000$ como indicativos de áreas com elevado risco de degradação por erosão hídrica.

Tabela 10 - Grau de fragilidade do fator erosividade da bacia em estudo.

Erosividade (R MJ.mm/ha.h.ano)	Erosividade da BHSR (R MJ.mm/ha.h.ano)	Classificação do fator	Cor
<5.000	-	1 - Muito baixa	
5.000–6.000	-	2 - Baixa	
6.001–7.000	-	3 - Média	
7.001–8.000	-	4 - Alta	
>8.000	10.000 - 10.164	5 - Muito alta	

Fonte: Ross, 1994, organização Autora (2025)

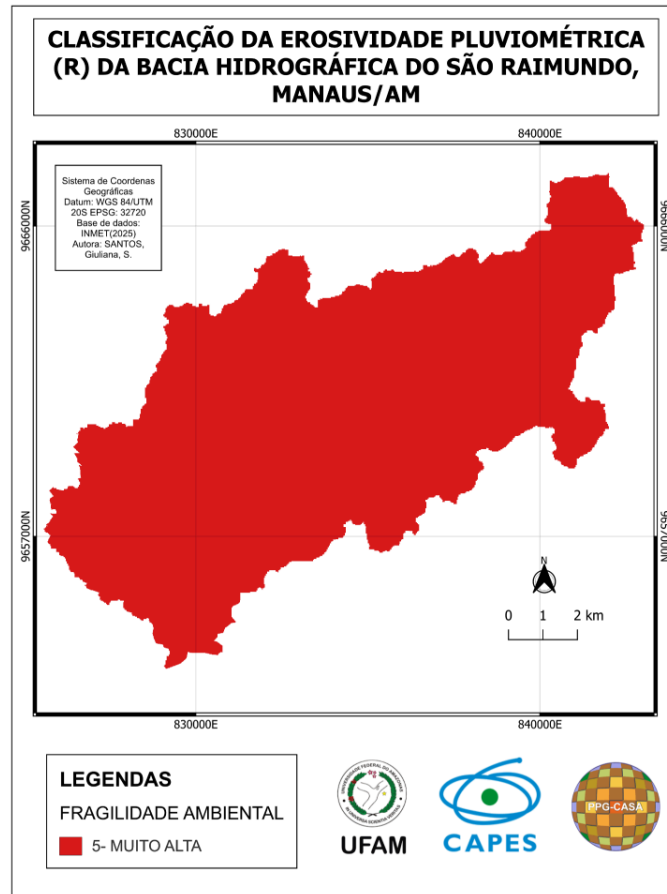


Figura 20 - Mapa Erosividade Pluviométrica (R) classificado conforme parâmetros do estudo. Elaboração da Autora (2025).

Esse resultado, embora ligeiramente inferior ao encontrado por Oliveira Júnior e Medina (1990) para Manaus ($14.129 \text{ MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$), confirma que a cidade apresenta um regime pluviométrico de forte potencial erosivo, coerente com a sazonalidade das chuvas equatoriais. A proximidade entre os valores reforça a confiança dos cálculos realizados nesta pesquisa e evidencia que, mesmo com variações metodológicas e de período de análise, a erosividade pluviométrica em Manaus deve ser considerada alta, exigindo atenção especial no planejamento do uso do solo e na conservação de áreas mais frágeis ambientalmente.

6.5 FATOR HAND (SUSCETIBILIDADE INUNDAÇÃO)

A Figura 21 apresenta o mapa reclassificado do fator Inundação, em que é possível observar uma concentração expressiva de áreas em tons vermelho e laranja nas porções centrais e sul da bacia, indicando valores de HAND inferiores a 5 metros, portanto classificadas com alta (2–5 m) e muito alta (< 2 m) fragilidade ambiental. Tais zonas estão fortemente associadas às margens dos igarapés principais e seus afluentes, refletindo sua proximidade direta aos canais e fluxos de drenagem e maior risco de alagamentos recorrentes.

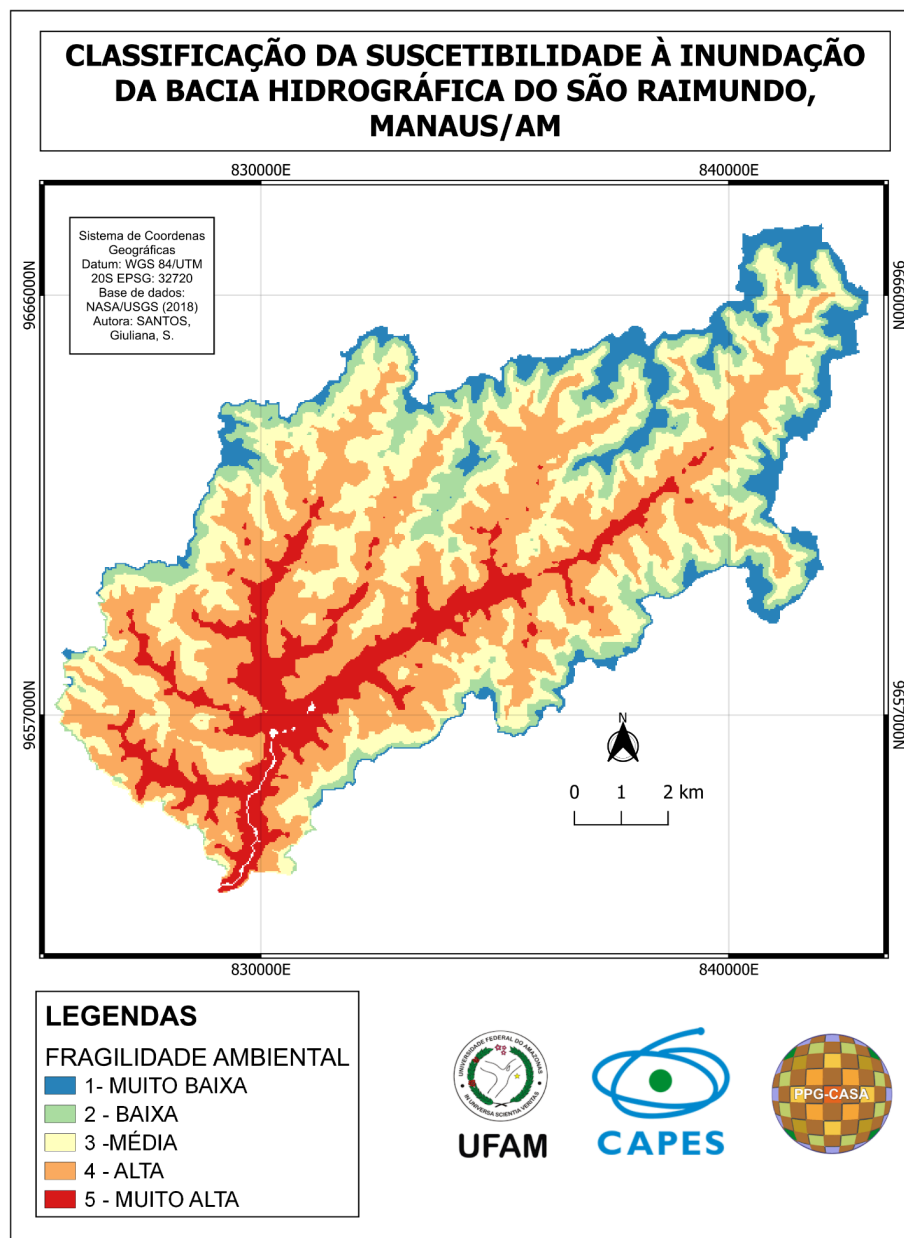


Figura 21 - Mapa da suscetibilidade à inundação (HAND) classificado conforme parâmetros do estudo. Elaboração da Autora (2025).

Essas regiões representam áreas críticas do ponto de vista hidrológico, especialmente em uma bacia inserida integralmente no perímetro urbano de Manaus, onde a ocupação desordenada, a alta densidade construtiva e a impermeabilização do solo contribuem para o agravamento dos efeitos de escoamento superficial e alagamentos. A ausência de áreas de amortecimento fluvial e a supressão da vegetação ripária nessas

zonas intensificam o risco de impactos ambientais, como erosão das margens, contaminação hídrica e instabilidade geomorfológica.

As faixas intermediárias (HAND entre 5 e 15 metros), distribuídas em tons amarelos no mapa, abrangem terrenos de altitude relativa moderada, classificadas como de fragilidade média e baixa. Embora o risco de inundação direta seja menor nesses locais, a literatura destaca que a presença de infraestrutura precária de drenagem urbana pode favorecer alagamentos localizados mesmo em áreas não imediatamente contíguas aos canais (MENDES *et al.*, 2021; FERNANDES *et al.*, 2020).

As áreas representadas em tons azulados, localizadas principalmente no norte e nas extremidades oeste da bacia, apresentam HAND superior a 15 metros, sendo classificadas com muito baixa fragilidade à inundação. Essas regiões situam-se em zonas de cabeceira e em áreas elevadas, distantes dos principais canais de drenagem. No entanto, sua contribuição para o regime hidrológico da bacia não deve ser desconsiderada, pois, caso desprovidas de vegetação ou com alta impermeabilização, podem funcionar como áreas de geração de escoamento superficial que alimenta os canais mais baixos.

A fundamentação metodológica adotada no uso do HAND está embasada na literatura técnico-científica. Speckhahn *et al.* (2017), por exemplo, utilizaram uma combinação do HAND com análise de frequência de fluxo (modelo HAND) na Bacia do Itajaí, obtendo correspondência superior a 90% com áreas efetivamente inundadas, validando sua aplicabilidade mesmo sem modelos hidrodinâmicos complexos. Nobre *et al.* (2011) também destacaram o potencial do HAND na Amazônia, ao relacionar a altimetria relativa com a variação do lençol freático e a dinâmica hidrológica da região.

Devido à sua simplicidade operacional, baixo custo computacional e eficiência em ambientes urbanos, o HAND tem sido amplamente empregado para estimar extensões potenciais de inundação (HU; DEMIR, 2021; THALAKKOTTUKARA *et al.*, 2024). Em bacias como a do São Raimundo, onde o adensamento urbano e a ocupação de Áreas de Preservação Permanente são críticos, sua aplicação permite a identificação precisa de

zonas prioritárias para ações de revegetação, contenção de ocupações irregulares e redirecionamento do planejamento urbano.

Por fim, a inclusão do fator HAND no modelo AHP contribuiu para a construção de um índice de fragilidade ambiental mais completo, ao incorporar explicitamente a dimensão hidrológica e altimétrica da vulnerabilidade socioambiental urbana da cidade. As áreas classificadas com alta e muito alta fragilidade à inundação devem ser consideradas como zonas críticas nos planos de gestão ambiental, tanto para fins de preservação das APPs marginais quanto para redução dos riscos de desastres urbanos associados à sazonalidade pluviométrica da região amazônica.

6.6 FATOR VVEG (VIGOR DA VEGETAÇÃO)

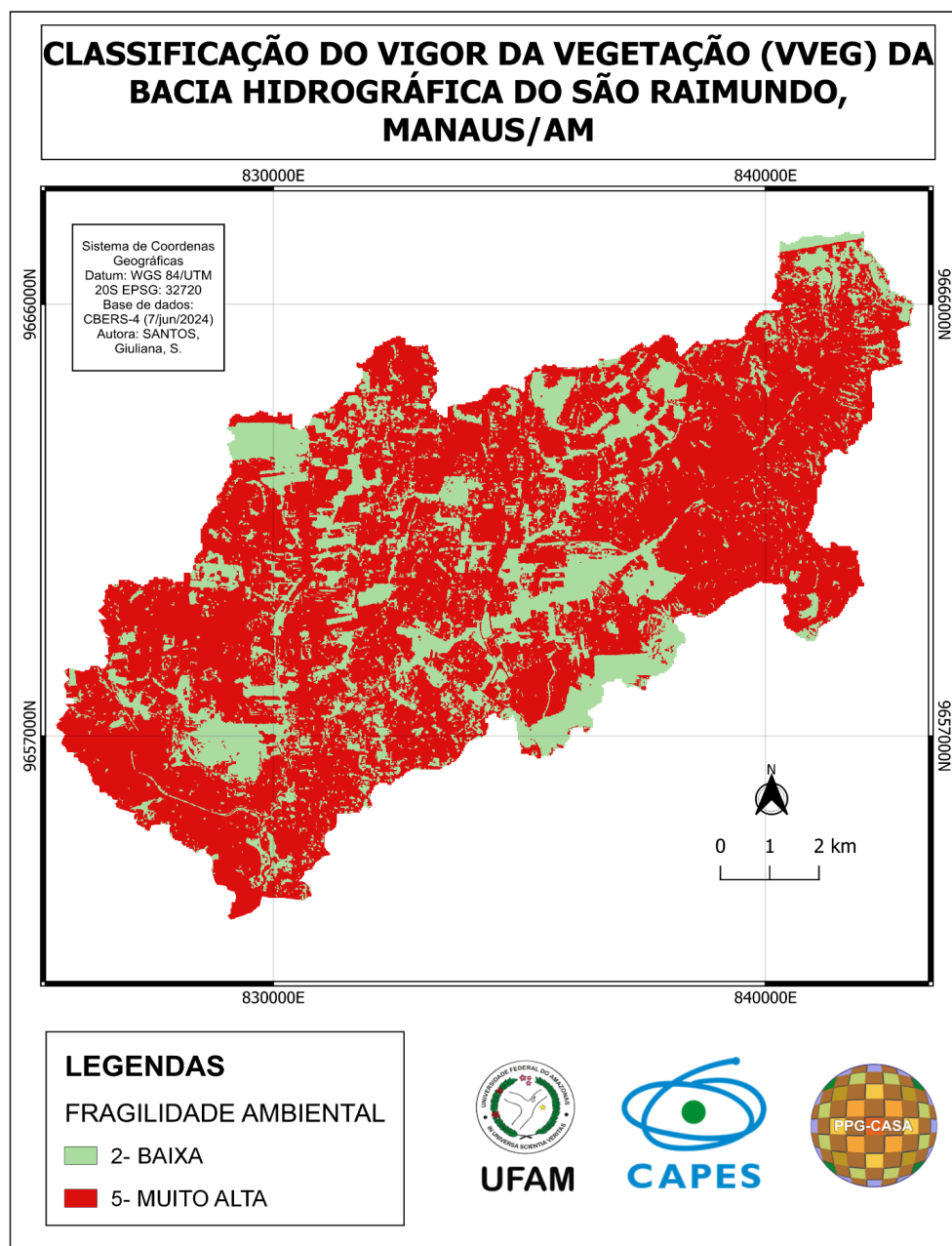


Figura 22 - Mapa Vigor da Vegetação (VVEG) classificado conforme parâmetros do estudo.
Elaboração da Autora (2025).

Tabela 11 - Grau de Fragilidade do Fator Vigor da Vegetação (VVEG).

NDVI (valor)	Classificação do Fator	Classe Interpretativa	Grau de Fragilidade Ambiental	Cor
< 0,20	Vegetação ausente	Muito baixa proteção	5 - Muito Alta	
0,20 – 0,39	Vegetação esparsa	Baixa proteção		
0,40 – 0,59	Vegetação intermediária	Média proteção		
0,60 – 0,79	Vegetação densa	Alta proteção	2 - Baixa	
≥ 0,80	Vegetação muito densa	Muito alta proteção		

Fonte: Ross, (1994); adaptado pela Autora, (2025).

O fator Vigor da Vegetação, representado pelo índice espectral NDVI foi adotado neste estudo como proxy da integridade ecológica da cobertura vegetal na Bacia Hidrográfica São Raimundo. O NDVI é amplamente reconhecido como um indicador eficaz da densidade, saúde e atividade fotossintética da vegetação, atributos diretamente relacionados à capacidade de proteção do solo contra processos erosivos, à regulação do microclima e à manutenção da conectividade ecológica, sobretudo em áreas urbanas (HUETE *et al.*, 2002; JENSEN, 2007).

A análise dos resultados reclassificados (Figura 22) revelou que grande parte da bacia apresenta baixos valores de NDVI, refletindo uma paisagem marcadamente antropizada, com vegetação rala, fragmentada ou quase ausente, especialmente nas porções centro-sul e leste da bacia. Essas áreas foram majoritariamente classificadas como de muito alta fragilidade ambiental (valores de NDVI inferiores a 0,59), indicando baixa ou nenhuma proteção vegetal efetiva sobre o solo, o que as torna mais suscetíveis à degradação ambiental, principalmente áreas de urbanização consolidada, setores industriais e corredores viários, onde predominam superfícies impermeáveis. As áreas

classificadas como de vegetação esparsa (NDVI entre 0,20 e 0,39), formam uma faixa intermediária de transição entre os núcleos urbanos e os fragmentos vegetais zonas de pressão ecológica que merecem atenção prioritária em estratégias de contenção da expansão urbana desordenada.

As classes de vegetação intermediária a densa (NDVI entre 0,40 e 0,79), associadas a fragilidade muito baixa, localizam-se principalmente no setor norte da bacia e ao longo de trechos da rede hidrográfica, sugerindo a presença de remanescentes florestais em melhor estado de conservação, possivelmente vinculados a áreas legalmente protegidas ou de difícil acesso. A presença dessas áreas é estratégica para a estrutura ecológica urbana, atuando como corredores ecológicos na cidade e pontos de melhor infiltração hídrica e pluviométrica.

Por fim, a classe de vegetação muito densa ($\text{NDVI} \geq 0,80$), também correspondente à muito baixa fragilidade ambiental, é residual na bacia, restrita a pequenas porções isoladas, especialmente em zonas de preservação como o Parque Municipal Nascentes do Igarapé do Mindu, a Reserva Florestal Adolpho Ducke e o Parque Estadual Sumaúma ao norte, o Parque Municipal do Mindu bem ao centro da bacia com a maior área florestada presente na BHSR, ao centro-leste as uma parte do maior fragmento florestal urbano da América a Universidade Federal do Amazonas (UFAM) ao centro-oeste a área protegida florestal pelo exército CIGS onde está presente o Zoológico da cidade. Essas áreas, apesar de pouco expressivas em termos espaciais, possuem elevado valor ecológico e devem ser prioritariamente preservadas e incorporadas às estratégias de conservação no âmbito do planejamento territorial urbano.

O uso do NDVI como indicador de vigor da vegetação demonstrou-se adequado para a realidade da Bacia do São Raimundo, ao permitir uma leitura direta da condição espectral da vegetação remanescente a partir de dados de sensoriamento remoto (CBERS - 4A, 2024). Essa abordagem evita dependência de dados de campo, aumenta a replicabilidade da metodologia e está alinhada com estudos anteriores que propõem o uso do NDVI como critério isolado de avaliação da fragilidade ambiental em contextos urbanos (SANTOS *et al.*, 2017; SILVA *et al.*, 2021; ROCHA e SOUZA, 2018).

Dessa forma, o mapa reclassificado do fator NDVI contribuiu para o diagnóstico ambiental da bacia, ao evidenciar zonas críticas de fragilidade biológica e orientar a identificação das áreas prioritárias para recuperação ambiental, especialmente quando integrado aos demais fatores na análise multicritério.

6.7 FATOR A (PERDA DE SOLO - RUSLE)

A perda anual de solo por erosão laminar na Bacia Hidrográfica do São Raimundo foi estimada com base na aplicação da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE), integrando os fatores R (erosividade da chuva), K (erodibilidade do solo), LS (declividade e comprimento de rampa), e CP (uso e manejo do solo). A Figura 23 apresenta o resultado espacial do fator A (t/ha.ano), representando as áreas com maior ou menor susceptibilidade à perda de solo.

A análise espacial evidencia que a bacia apresenta grande heterogeneidade na distribuição da perda de solo, com valores variando de praticamente nulos até mais de 0,3695 t/ha.ano, conforme a legenda do mapa. A predominância de áreas nas classes baixa a média (valores entre 0,0020 e 0,1940 t/ha.ano) sugere uma baixa suscetibilidade erosiva média, em conformidade com os valores estabelecidos como limites toleráveis pela FAO (1967).

As áreas de baixa e muito baixa perda de solo (azul e verde no mapa) estão concentradas em zonas com cobertura vegetal mais densa, trechos com vegetação remanescente associada a conservação ambiental.

Por outro lado, as zonas com maior perda de solo (classes alta e muito alta, em laranja e vermelho), distribuem-se especialmente nas regiões sudeste e sudoeste da bacia, áreas caracterizadas por uso urbano intenso, presença de áreas expostas, vias e construções. Nesses setores, observa-se o efeito combinado de altos valores dos fatores C e P (resultantes do uso e manejo do solo), maiores declividades (LS) e, em menor escala, a própria erosividade da chuva (fator R), que apresenta baixa variabilidade espacial na bacia (como também constatado por Foster *et al.*, 1981; Silva & Alvares, 2005).

Vale destacar que, conforme evidenciado no mapa do fator CP, as áreas urbanas, de solo exposto ou com atividades antrópicas mais intensas, apresentaram valores elevados de fator C, refletindo a baixa proteção do solo frente ao escoamento superficial, o que se traduz diretamente em valores mais altos de perda de solo no produto final da RUSLE. A porção central da bacia, por exemplo, embora apresente inclinações moderadas, exibe valores de perda intermediária a alta devido à substituição da vegetação por usos urbanos com baixa cobertura verde.

A classe de muito alta perda de solo ($> 0,3695$ t/ha.ano), embora pouco expressiva em termos percentuais, ocupa áreas críticas do ponto de vista da dinâmica erosiva. Essas regiões coincidem com trechos que apresentam o pior cenário integrado: altos valores de LS, uso intensivo e ausência de práticas conservacionistas. Tais áreas devem ser tratadas como prioritárias em ações de revegetação, contenção de processos erosivos e proteção de encostas, principalmente as APPs.

A comparação com os dados encontrados por Paixão (2022) na Bacia do Rio Sorocabaçu reforça os resultados aqui obtidos. Enquanto naquela bacia as perdas médias foram da ordem de 5,0 t/ha.ano, com destaque para áreas de mineração e culturas temporárias, na Bacia do São Raimundo os valores máximos encontrados foram bem mais baixos, reforçando o caráter urbano e menos agrícola da bacia analisada. Mesmo assim, a ocorrência de áreas críticas ligadas à impermeabilização e declividade elevada requer atenção especial do ponto de vista do planejamento territorial.

A média geral da perda de solo na bacia pode ser interpretada como compatível com níveis considerados toleráveis pela FAO (1967), mas a existência de núcleos pontuais com perda acentuada evidencia que a bacia não é homogênea quanto ao risco erosivo, e que ações localizadas e diversificadas são necessárias para conter o avanço da degradação ambiental.

Assim, o mapa da perda de solo (fator A da RUSLE) constitui um importante produto do diagnóstico ambiental, integrando a análise de fragilidade ambiental emergente e as áreas prioritárias para recuperação ambiental, e servindo como insumo

para políticas públicas voltadas à proteção das APPs, controle da erosão urbana e mitigação de impactos socioambientais nas zonas mais críticas da bacia hidrográfica.

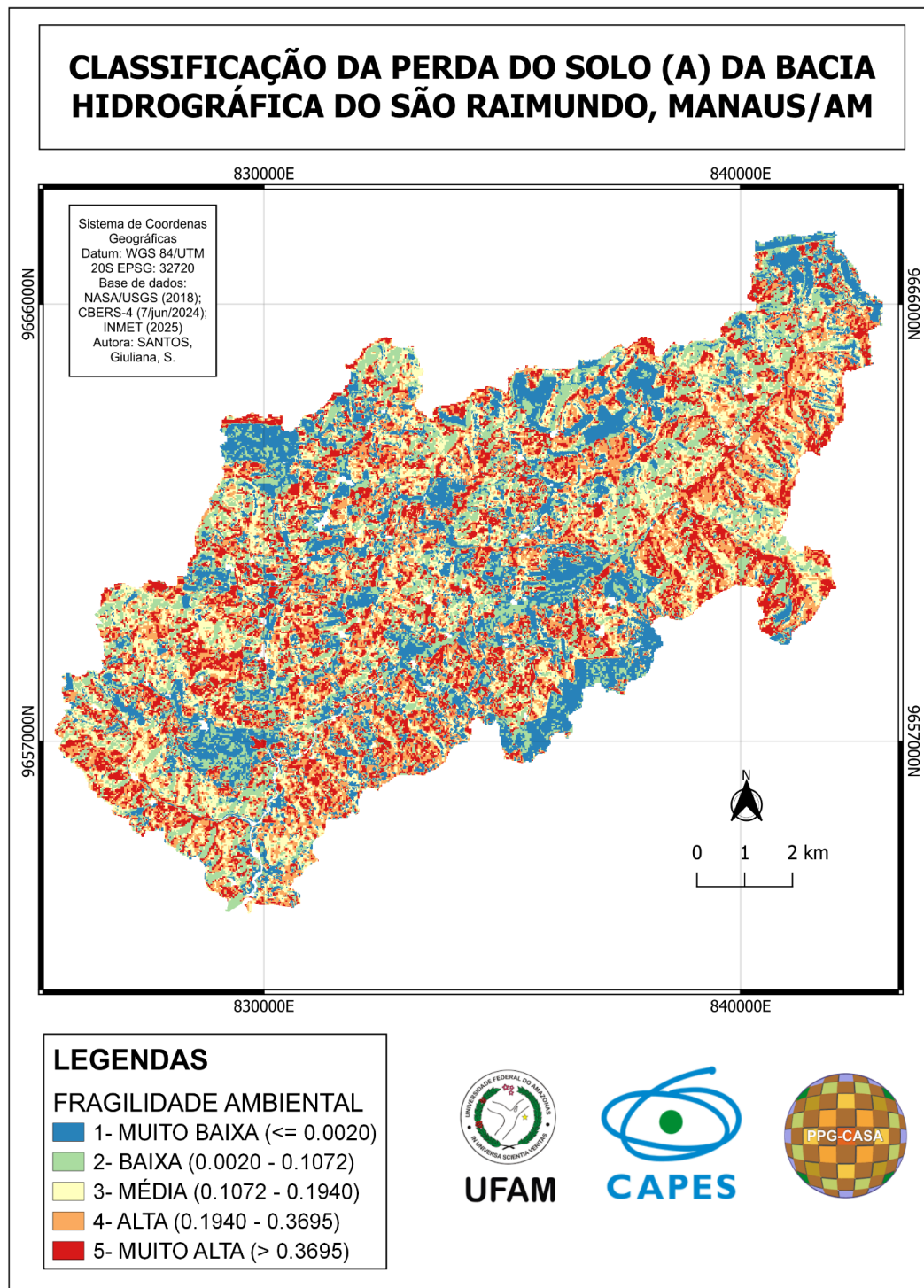


Figura 23 - Mapa da classificação do fator A (Perda de solo) da BHSR. Elaboração da Autora (2025)

6.8 ASPECTOS SOCIOAMBIENTAIS: POPULAÇÃO E OCUPAÇÃO URBANA

A análise de variáveis socioambientais é fundamental para a compreensão das relações econômicas e sociais entre a população do entorno e o ambiente físico. Isso se deve ao estabelecimento de diferentes formas de exploração dos recursos naturais, que se caracteriza como um aspecto relevante para a sobrevivência econômica e social local, independentemente de o entorno apresentar uma pequena comunidade tradicional rural, ou ser constituído de áreas urbanas ou de grandes áreas rurais de exploração agrícola (LIMA; CÂNDIDO JÚNIOR, 2005). É comum a identificação de relações entre as áreas economicamente e socialmente mais vulneráveis e os processos de degradação do meio ambiente, resultados da falta de políticas estruturais eficientes para o gerenciamento de possíveis aspectos problemáticos, visando a contribuição para o equilíbrio entre homem e ambiente protegido (LIMA; CÂNDIDO JÚNIOR, 2005).

As variáveis utilizadas foram mapeadas tematicamente e podem ser observadas na Figura 24 e 25.

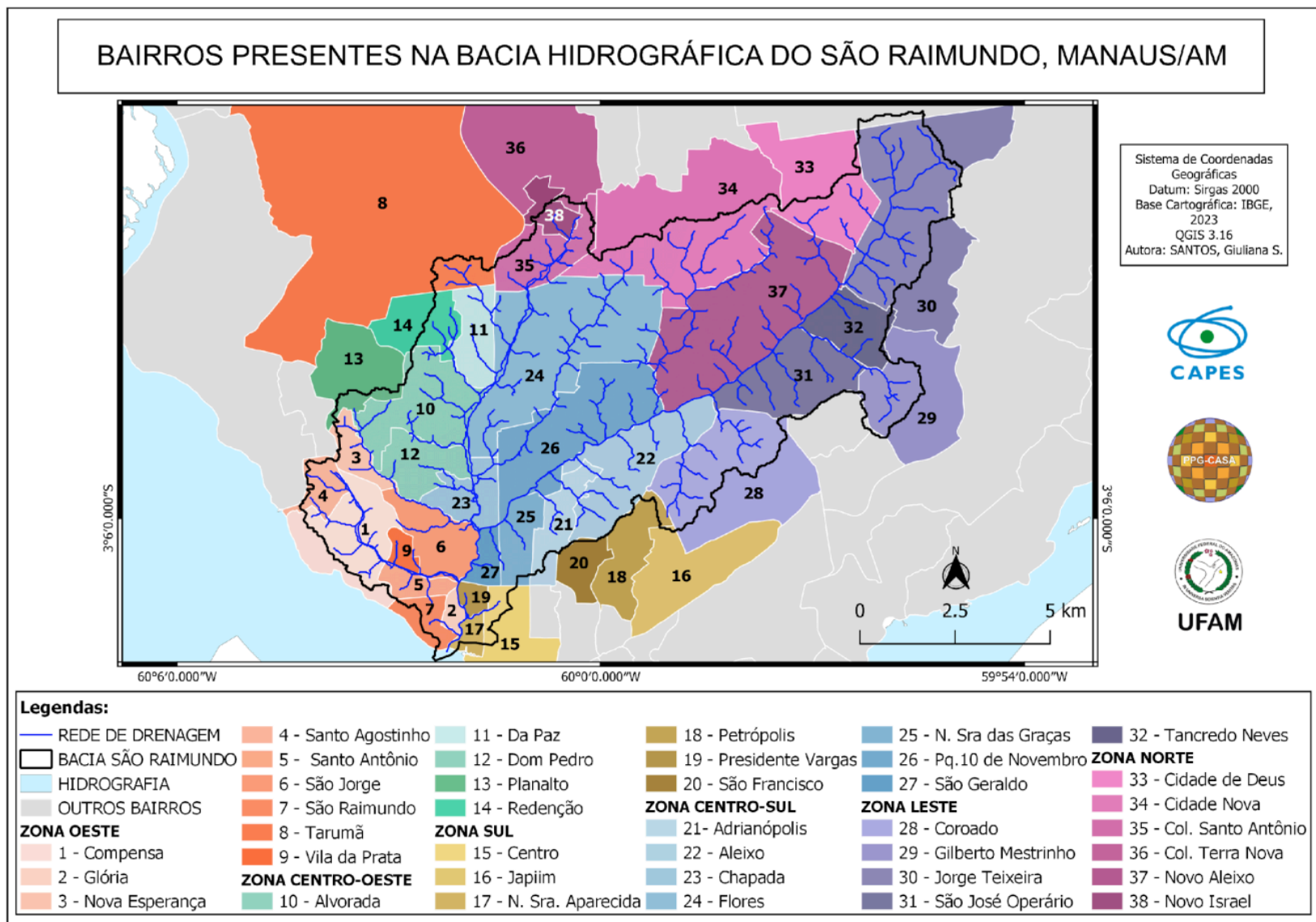


Figura 24 - Mapa dos Bairros presentes na BSHR. Elaboração da Autora (2025)

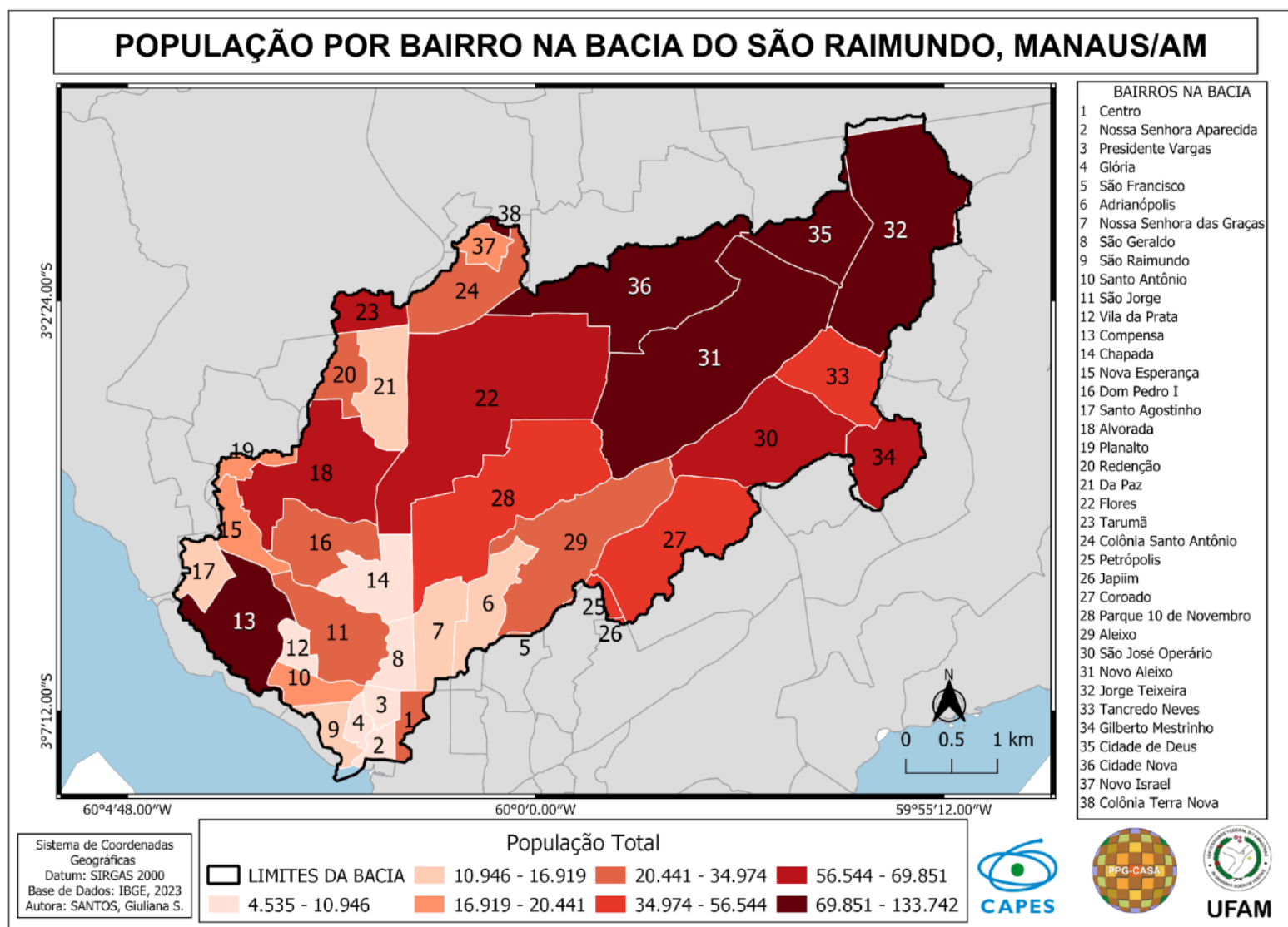


Figura 25 - Mapa da População por Bairro da BHSR. Elaboração da Autora (2025).

A análise de variáveis socioambientais constitui um recurso relevante para compreender as interações entre a população residente na Bacia Hidrográfica do São Raimundo (BHRS) e as condições do meio físico. Essas relações influenciam diretamente a dinâmica de uso e ocupação do solo, a pressão sobre as Áreas de Preservação Permanente (APPs) e a ocorrência de processos de degradação ambiental, especialmente em áreas de alta densidade populacional e vulnerabilidade socioeconômica (LIMA; CÂNDIDO JÚNIOR, 2005).

O levantamento das informações populacionais foi realizado a partir dos dados censitários disponibilizados pelo IBGE (2023), identificando os bairros localizados, parcial ou integralmente, na BHRS (Figura 24). O mapa de bairros (Figura 25) demonstra a distribuição espacial das unidades administrativas urbanas, permitindo relacionar sua posição na bacia com a rede de drenagem e as zonas urbanas de Manaus.

O segundo produto cartográfico (Figura 25) apresenta a distribuição da população total por bairro, agrupada em classes de densidade. Observa-se que áreas com maior população concentram-se principalmente na porção centro-leste e norte da bacia, destacando-se bairros como Cidade de Deus, Cidade Nova, Colônia Santo Antônio, Terra Nova e Jorge Teixeira, todos com população acima de 56 mil habitantes. Esses setores também apresentam grande extensão de áreas impermeabilizadas, o que potencializa riscos associados a inundações, erosão acelerada e sobrecarga da drenagem urbana.

Por outro lado, bairros situados nas zonas oeste e centro-oeste, como Glória, Vila da Prata e Santo Antônio, registram menor população total, mas, devido à sua localização em áreas de relevo acentuado e proximidade direta com cursos d'água, podem apresentar vulnerabilidade ambiental significativa. Nesses casos, a pressão não se dá pela quantidade absoluta de habitantes, mas pela proximidade física e possível ocupação irregular de APPs (ROSS, 1994; BRASIL, 2012).

A inclusão dessas variáveis demográficas no diagnóstico ambiental é estratégica para indicar áreas onde a fragilidade ambiental e densidade populacional se sobrepõem. Esse cruzamento pode orientar ações de recuperação e manejo, priorizando setores que concentram tanto vulnerabilidade ecológica quanto risco social. Embora esta pesquisa não tenha realizado análise socioeconômica aprofundada, a integração desses mapas abre espaço para estudos futuros que explorem indicadores como renda, acesso a saneamento e taxa de impermeabilização,

reforçando a relação entre geoprocessamento, gestão territorial e prevenção de desastres socioambientais.

6.9 FRAGILIDADE AMBIENTAL

A Figura 26 ilustra a distribuição espacial da fragilidade ambiental emergente da bacia. Nota-se que predominam as classes de fragilidade alta (47,40%) e média (24,81%), totalizando juntas aproximadamente 72% da área da bacia, o que indica um cenário preocupante de suscetibilidade ambiental generalizada, especialmente considerando que a área de estudo encontra-se inteiramente inserida na malha urbana de Manaus, com forte pressão antrópica.

A classe de fragilidade alta, que abrange 54,15 km², está espacialmente distribuída principalmente nas porções sul, sudeste e parte do centro-oeste da bacia. Essas áreas coincidem com zonas de urbanização consolidada, elevada densidade populacional, presença de áreas expostas ou com vegetação secundária, altos índices de impermeabilização do solo e declividades superiores a 8%, o que contribui significativamente para a degradação dos serviços ecossistêmicos locais.

A fragilidade média, por sua vez, cobre 28,33 km² (24,81%), sendo predominante em setores de transição, onde há ainda algum grau de cobertura vegetal, porém já sob efeito de fragmentação ou vulnerabilidade edáfica. A presença de solos de média a alta erodibilidade ($K > 0,02$) e a persistência de valores intermediários no fator HAND (2 a 5 m), que indicam áreas suscetíveis a inundações periódicas, reforçam a necessidade de monitoramento e adoção de estratégias preventivas nestes setores.

A classe de fragilidade baixa, correspondente a 23,51 km² (20,57%), está majoritariamente associada às áreas de vegetação mais densa, como fragmentos remanescentes em unidades de conservação ou zonas ainda não urbanizadas, especialmente no extremo norte da bacia e em trechos ao longo de canais secundários. As áreas classificadas como muito baixa fragilidade ambiental (6,57 km²; 5,76%) representam os setores mais preservados, onde o vigor da vegetação é alto, a declividade

é reduzida ($< 3\%$) e a suscetibilidade à inundação é mínima, geralmente localizadas em cabeceiras de drenagem ou em áreas protegidas.

A menor proporção observada foi da classe muito alta fragilidade ambiental, com apenas 1,46% da área (1,66 km²), o que indica setores com superposição dos piores cenários ambientais, como solos altamente erodíveis, elevada exposição, forte declividade e ausência de cobertura vegetal significativa. Apesar da pequena extensão, essas áreas demandam atenção prioritária no planejamento ambiental, pois atuam como focos de degradação e fontes potenciais de sedimentos para o sistema hidrográfico da bacia.

A cartografia da fragilidade emergente serve como base interpretativa para o mapa de Áreas Prioritárias para Recuperação Ambiental (IAPR), pois evidencia os locais com maior sobrecarga ambiental atual, onde ações de contenção, recuperação ou proteção são mais urgentes. No entanto, enquanto o mapa de fragilidade emergente reflete a vulnerabilidade ambiental intrínseca, o IAPR leva em conta também pesos diferenciados para cada fator, aplicados por meio da metodologia AHP (Analytic Hierarchy Process).

Esse produto cartográfico fornece uma base robusta para o desenvolvimento do IAPR, ao revelar onde a fragilidade ambiental emergente é mais acentuada. Além disso, cabe ressaltar que a escolha da média aritmética para integrar os fatores representou uma estratégia eficiente para destacar tendências espaciais sem privilegiar variáveis específicas, alinhando-se às práticas metodológicas mais recentes em zoneamento ambiental (AMARAL, 2021; BOEHM MOURA *et al.*, 2023). O resultado é um diagnóstico que permite diferenciar zonas críticas e subsidiar ações direcionadas de recuperação.

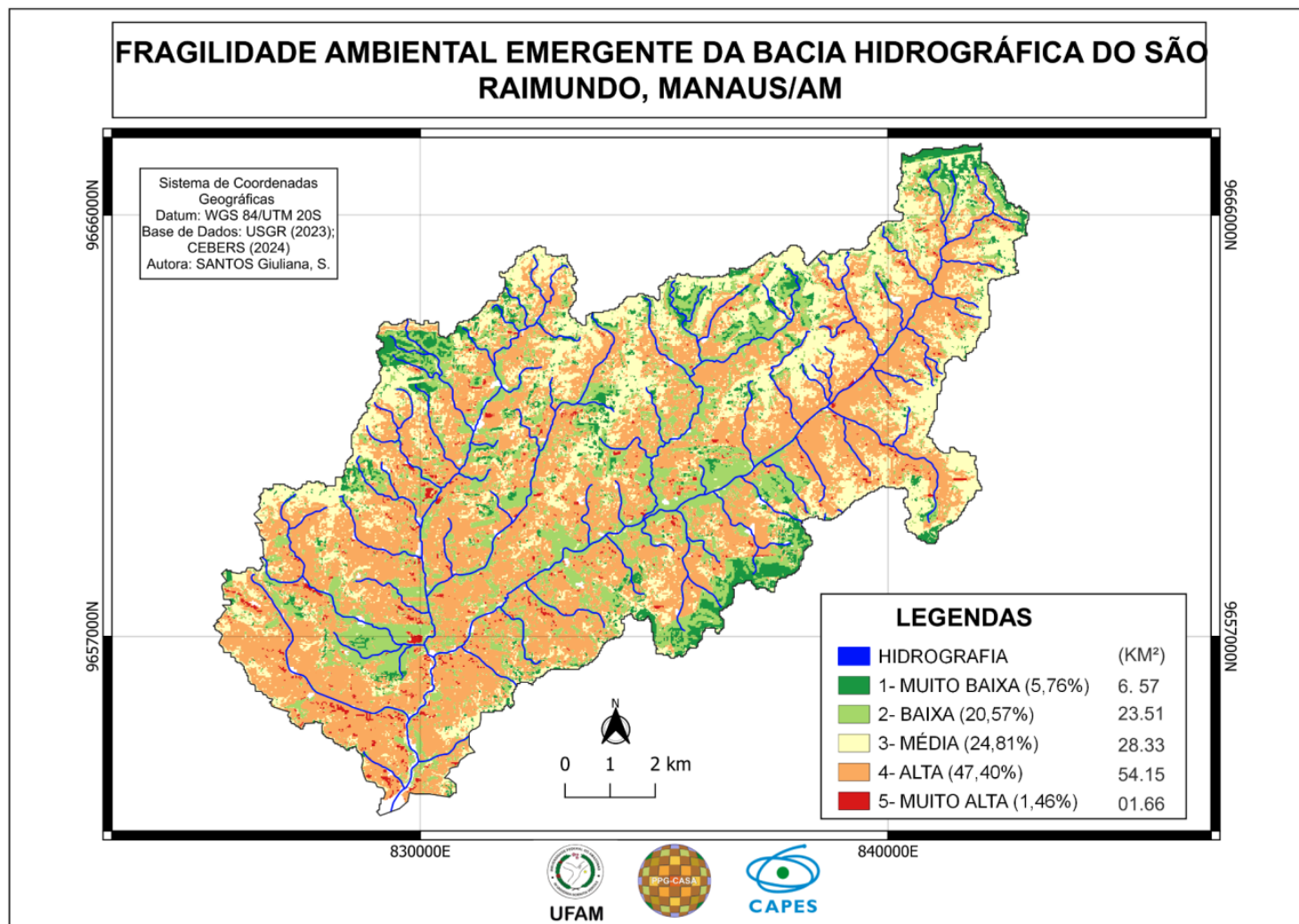


Figura 26 - Mapa da Fragilidade emergente segundo Ross (1994). Elaboração da Autora (2025).

6.10 ÍNDICE DE ÁREAS PRIORITÁRIAS À RECUPERAÇÃO – IAPR (AHP)

A análise espacial do Índice de Áreas Prioritárias à Recuperação (IAPR), obtido por meio da ponderação dos sete fatores ambientais segundo a metodologia AHP, evidenciou uma predominância das classes de prioridade muito baixa e média na Bacia Hidrográfica do São Raimundo (BHRS). Conforme apresentado na Figura 27, a classe muito baixa ocupa 47,85 km², correspondendo a 42,11% da área total da bacia, enquanto a classe média abrange 42,42 km² (37,33%). Essas duas categorias, em conjunto, representam aproximadamente 79,44% da extensão analisada, evidenciando que grande parte da bacia apresenta condições ambientais mais favoráveis ou intermediárias em relação à necessidade de intervenção urgente.

A classe baixa prioridade ocupa 17,96 km² (15,80%), distribuindo-se principalmente em faixas de transição entre áreas de menor fragilidade e setores com fatores ambientais mais críticos. Já as classes de maior relevância para ações imediatas, alta e muito alta, correspondem, respectivamente, a 4,55 km² (4,00%) e 0,86 km² (0,86%) da área total, estando espacialmente concentradas em pontos específicos, majoritariamente associados à presença de encostas íngremes, solos mais suscetíveis à erosão, elevado índice de fragmentação florestal e uso do solo incompatível com as funções ambientais da bacia.

A distribuição espacial das áreas de alta e muito alta prioridade apresenta um padrão não contínuo, mas fortemente relacionado a porções da bacia com pressão antrópica mais intensa, especialmente na região sul e sudeste. Essas áreas coincidem, em grande parte, com zonas de urbanização consolidada ou em expansão, onde o uso e cobertura do solo exercem influência direta sobre a estabilidade ambiental, reduzindo a capacidade de infiltração, aumentando o escoamento superficial e favorecendo processos erosivos.

Por outro lado, as áreas classificadas como muito baixa prioridade, além de representarem a maior proporção da bacia, localizam-se predominantemente nas regiões

com maior cobertura vegetal, menor suscetibilidade a inundações e alagamentos. Nesses locais, os valores normalizados para os fatores do AHP indicam baixa susceptibilidade à erosão (fator A), baixa declividade, maior vigor florestal e condições mais favoráveis de uso e ocupação do solo. Esse cenário reforça o papel protetor da vegetação remanescente e a importância de manter a integridade dessas áreas como medida preventiva.

A presença expressiva da classe média prioridade sugere áreas de atenção moderada, onde a degradação não é tão intensa a ponto de demandar intervenções emergenciais, mas que, em função de determinadas características ambientais, podem evoluir para situações mais críticas caso não haja uso adequado. Tais áreas estão frequentemente associadas a usos agropecuários e a ocupações urbanas periféricas, onde a vegetação já apresenta menor vigor e a declividade, embora não acentuada, favorece a perda gradual de solo.

A interpretação integrada dos resultados indica que as áreas de alta e muito alta prioridade, apesar de ocuparem parcela reduzida da bacia, desempenham papel estratégico para a mitigação de impactos ambientais, uma vez que sua recuperação ou conservação pode gerar benefícios diretos para o equilíbrio hidrológico, a estabilidade do solo e a conectividade dos fragmentos vegetais. Essas áreas configuram-se, portanto, como zonas prioritárias para a aplicação de políticas públicas e investimentos em restauração ecológica, especialmente no contexto urbano, onde a pressão por ocupação dessas áreas é mais intensa.

Dessa forma, o mapeamento do IAPR, fundamentado na análise multicritério via AHP, permite direcionar de forma objetiva os esforços de recuperação ambiental na BHRS, conciliando a preservação de áreas já estáveis com a intervenção em pontos críticos, garantindo maior eficiência na alocação de recursos e potencializando os resultados das ações de manejo, inclusive pelo fato destas classes alta/muito alta ocuparem menor área indicam.

Tabela 12 - Pesos finais para cada um dos sete critérios ambientais.

Critério	Peso recalculado (w_calc)
Uso do Solo (USL)	0,3865
Vigor da Vegetação (VVEG)	0,1456
Suscetibilidade do Solo (K)	0,0844
Declividade (DECLIV)	0,0391
Índice de Inundação (HAND)	0,1597
Perda de Solo (A/RUSLE)	0,0844
Erosividade da Chuva (R)	0,1003

Fontes: Validação em Anexos, elaboração da Autora (2025).

O IAPR resultou da integração dos fatores ponderados segundo AHP, sendo as classes mais elevadas aquelas que indicam maior urgência para ações de recuperação ambiental.

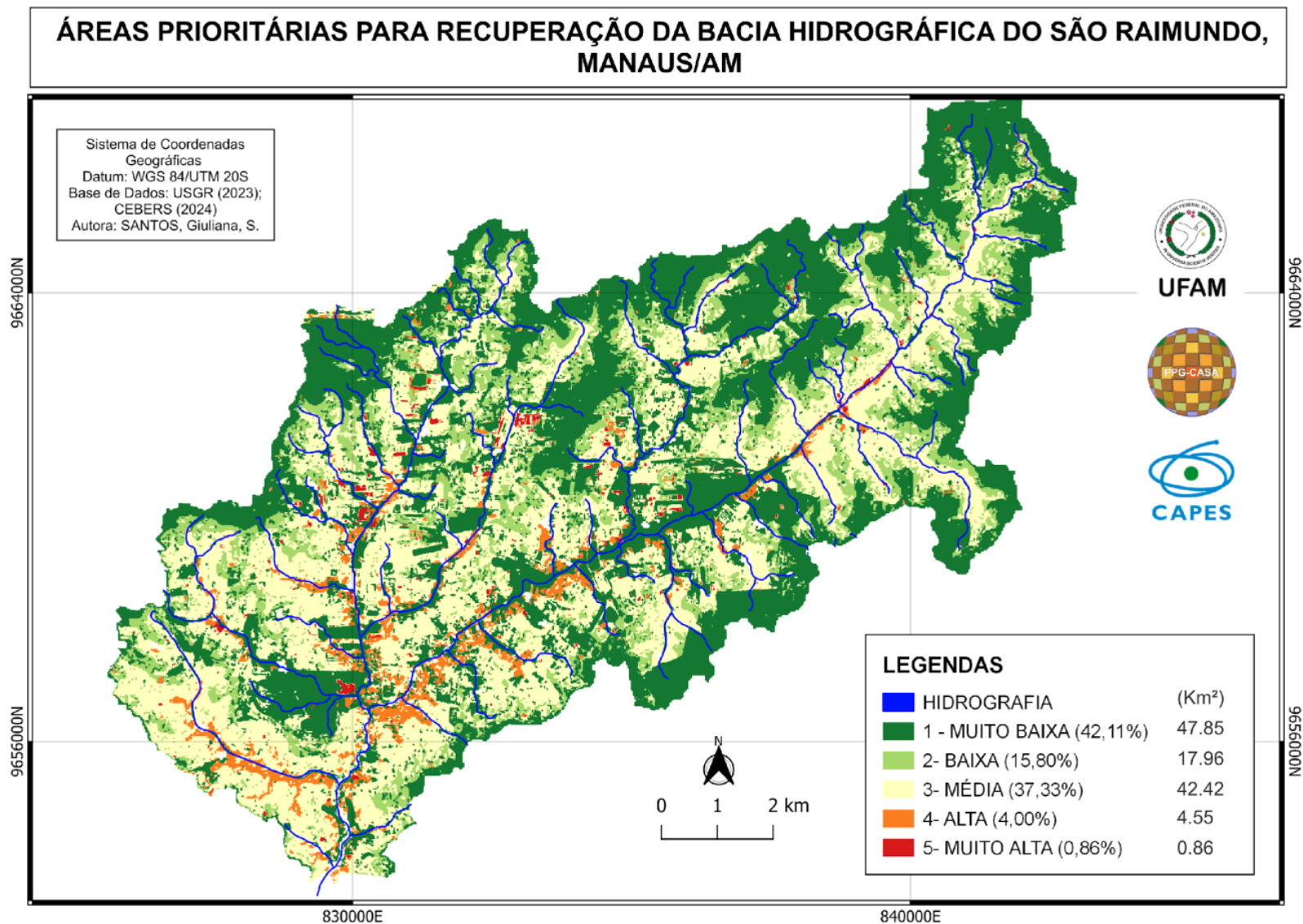


Figura 27 - Mapa da proposta de Áreas Prioritárias à Recuperação Ambiental para a BHSR. Elaboração da Autora (2025).

6.11 ÁREAS PRIORITÁRIAS NAS APPS

A análise das Áreas de Preservação Permanente (APPs) da Bacia Hidrográfica do São Raimundo, com base na aplicação do Índice de Áreas Prioritárias à Recuperação (IAPR) recortado espacialmente sobre os limites das APPs definidas por faixa marginal aos cursos d'água e pela Hierarquia fluvial conforme Figura 15, evidenciou padrões espaciais significativos e altamente relevantes do ponto de vista ambiental e urbano.

Conforme apresentado na Figura 28, observa-se que a classe de prioridade muito baixa predomina amplamente nas APPs da bacia, ocupando 57,79% da área analisada. Essas áreas concentram-se principalmente onde a vegetação ainda se mantém densa e contínua, desempenhando papel fundamental na proteção dos recursos hídricos, no controle da erosão e na regulação hidrológica. Tais áreas refletem ambientes menos impactados, com cobertura vegetal mais preservada e menor pressão antrópica, confirmando a função ambiental esperada das APPs segundo o Código Florestal.

Por sua vez, a classe de média prioridade representa 28,74% das APPs, com ampla distribuição espacial, especialmente em áreas de urbanização difusa e em faixas marginais de igarapés localizados nas zonas central e sudeste da bacia. Essas áreas apresentam maior vigor da vegetação e mudanças de uso do solo, muitas vezes associadas à ocupação informal.

As classes de alta e muito alta prioridade, embora somem apenas 7,33% da área total de APPs (6,43% de alta e 0,9% de muito alta), possuem relevância estratégica para a recuperação ambiental. Tais áreas concentram-se em trechos críticos dos cursos d'água, especialmente onde a ocupação consolidada invade as faixas marginais, sendo comuns processos como supressão de vegetação ciliar, assoreamento, acúmulo de resíduos sólidos, canalização e ausência de infraestrutura de saneamento básico. As regiões marcadas como “A” e “B” na Figura 28 exemplificam esses pontos de pressão, evidenciando o conflito entre o uso urbano e a função ecológica das APPs.

No detalhe das imagens de satélite, observa-se que as áreas de muito alta prioridade estão inseridas em zonas densamente ocupadas, sem mata ciliar e com

edificações próximas às margens, predominando o solo exposto. Em contraste, as áreas de alta prioridade ainda possuem vegetação remanescente, porém já degradadas. A ocupação dessas áreas compromete funções essenciais das APPs, como a estabilização de margens, o controle da erosão, a filtragem de sedimentos e a manutenção da qualidade da água (FREITAS, 2016; LOURENÇO *et al.*, 2020). A ausência da cobertura ripária intensifica processos de degradação física e ecológica, tornando imprescindíveis ações de recuperação, como remoção de construções irregulares, revegetação com espécies nativas e implantação de faixas de proteção (CREPANI *et al.*, 2021; RIMA, 2014).

A distribuição espacial das classes mais críticas coincide, em grande parte, com os trechos de igarapés urbanos, onde a pressão por espaço e a não observância da legislação ambiental são mais frequentes. Esses trechos, historicamente negligenciados, devem ser priorizados em políticas públicas de requalificação urbana e ambiental, como a criação e ampliação de parques lineares, a revitalização de igarapés e a implementação de infraestrutura verde, entendida como o conjunto planejado de áreas naturais e seminaturais que, de forma interligada, proporciona serviços ecossistêmicos essenciais ao meio urbano (BENEDICT; MCMAHON, 2006; RODRIGUES, 2017; LIMA *et al.*, 2015).

Além disso, é essencial garantir a manutenção e o fortalecimento de parques já existentes dentro da bacia, como o Parque Municipal do Mindu e o Parque Nascentes do Mindu, que funcionam como importantes núcleos de conservação e lazer, favorecendo a conectividade ecológica e a retenção de biodiversidade em meio à matriz urbana (CAVALCANTE *et al.*, 2020; GOMES *et al.*, 2018). Essas áreas verdes oferecem múltiplos benefícios, incluindo a mitigação de ilhas de calor, a retenção de carbono e a promoção da educação ambiental (LIMA; ALMEIDA, 2022).

A Mata do CIGS (Centro de Instrução de Guerra na Selva) também desempenha papel estratégico, pois preserva remanescentes florestais significativos e contribui para a formação de corredores verdes, interligando fragmentos vegetados e áreas de APPs. Essa conectividade é fundamental para a manutenção dos fluxos ecológicos, permitindo o deslocamento da fauna e a dispersão de espécies vegetais, o que reforça a resiliência

ambiental frente às pressões antrópicas (FORMAN; GODRON, 1986; CREPANI *et al.*, 2021).

Assim, a gestão integrada desses espaços, tanto por meio da criação de novas áreas protegidas quanto pelo fortalecimento e integração das já existentes — é um eixo central para a conservação da vegetação remanescente e para a promoção de um ambiente urbano mais resiliente, alinhado a políticas públicas que reconheçam a importância da infraestrutura verde como elemento estruturante do território urbano (BENEDICT; MCMAHON, 2006; MELO; LIMA, 2019).

Em síntese, o recorte final do IAPR sobre as APPs fornece uma leitura precisa das áreas que demandam ações urgentes de recuperação ecológica e controle da ocupação. Ao hierarquizar espacialmente esses setores, este estudo oferece subsídios concretos para o planejamento ambiental urbano em Manaus, contribuindo para a proteção dos recursos hídricos e a melhoria das condições socioambientais nos territórios mais vulneráveis da bacia do São Raimundo.

Embora o método AHP tenha sido eficaz na integração multicritério e na priorização espacial das áreas de recuperação ambiental, estudos recentes sugerem que abordagens baseadas em lógica Fuzzy podem representar com maior nuance a incerteza e gradualidade inerentes aos processos ambientais. Assim, recomenda-se que investigações futuras considerem a aplicação da lógica Fuzzy como complemento ou alternativa ao AHP, especialmente em contextos urbanos com elevado grau de complexidade espacial.

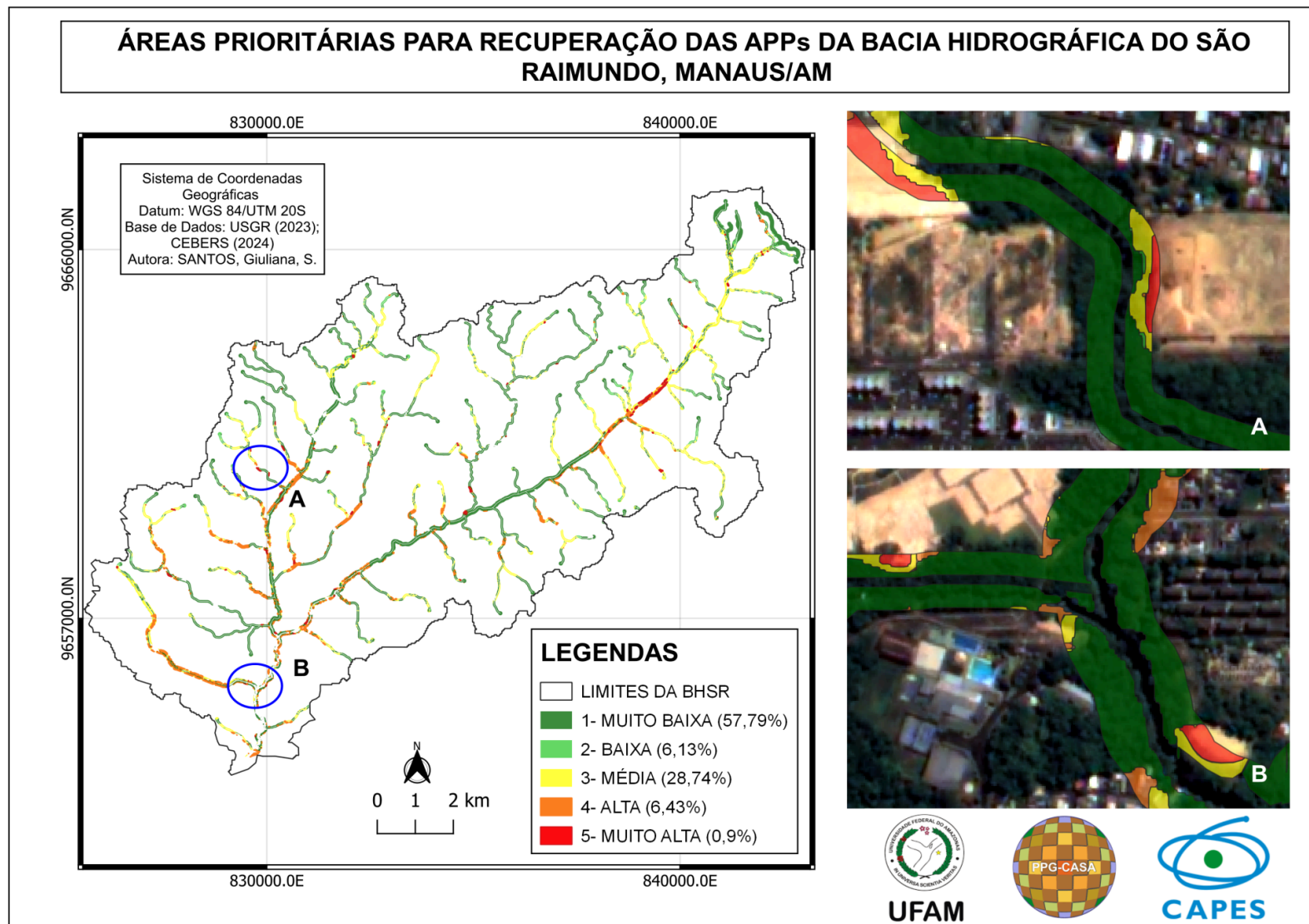


Figura 28 - Mapa das Áreas Prioritárias para recuperação com recorte para as APPs da BHSR. Elaboração da Autora (2025).

Do ponto de vista legal, os resultados obtidos reforçam a importância do cumprimento do Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/2012), que estabelece as Áreas de Preservação Permanente como espaços essenciais para a proteção dos recursos hídricos, da estabilidade geomorfológica e da biodiversidade, especialmente em ambientes urbanos. A identificação de APPs com alta e muito alta prioridade à recuperação evidencia situações de descumprimento da legislação vigente, demandando ações imediatas de restauração ecológica. Nesse contexto, os resultados também se alinham às diretrizes do Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PLANAVEG), ao fornecer subsídios técnicos e espaciais para orientar políticas públicas e estratégias de restauração em bacias hidrográficas urbanas.

A intensificação dos processos de degradação ambiental observados na Bacia do São Raimundo está diretamente relacionada à ocupação urbana desordenada, à supressão da vegetação ripária e à impermeabilização do solo, fatores que potencializam os impactos de eventos climáticos extremos, como chuvas intensas e concentradas. Esses eventos aumentam significativamente o escoamento superficial, a erosão das margens e a ocorrência de inundações recorrentes, sobretudo em áreas de fundo de vale densamente ocupadas. Nesse cenário, as APPs desempenham papel estratégico na mitigação de riscos socioambientais, ao atuarem como zonas de amortecimento hidrológico, controle de sedimentos e proteção da população mais vulnerável. A recuperação e manutenção dessas áreas tornam-se, portanto, medidas essenciais para a resiliência urbana frente às mudanças climáticas.

7.CONCLUSÕES

A bacia apresenta elevado grau de fragilidade emergente, com predominância de classes médias a altas de vulnerabilidade ambiental em suas APPs, fortemente condicionadas pela pressão urbana, pela supressão da vegetação ciliar e pelos processos erosivos. O IAPR permitiu hierarquizar os trechos mais críticos, destacando-se áreas localizadas nas porções central e inferior da bacia, onde a densidade populacional e a impermeabilização do solo são mais intensas. Esses achados revelam a urgência de ações

de restauração ecológica e de planejamento urbano que visem recompor as funções ecológicas e hidrológicas das APPs, fundamentais para a sustentabilidade do território urbano.

No campo metodológico, o estudo demonstrou a efetividade do AHP na estruturação e hierarquização dos critérios, conferindo maior transparência e rigor técnico ao processo decisório. Entretanto, reconhece-se que metodologias alternativas, como o modelo Fuzzy, podem enriquecer futuras análises ao permitir uma representação mais flexível das transições entre classes e da ambiguidade dos dados ambientais. A incorporação de tais métodos poderá contribuir para avanços metodológicos na avaliação da fragilidade ambiental e na definição de áreas prioritárias para recuperação.

Do ponto de vista das políticas públicas, a recuperação efetiva da bacia demanda ações integradas entre poder público, órgãos ambientais, setor acadêmico e comunidade local, com o objetivo de reverter processos de degradação e restabelecer funções ecológicas e hidrológicas das APPs. O IAPR elaborado neste estudo pode ser incorporado como ferramenta de apoio ao planejamento urbano-ambiental, subsidiando programas de recuperação de APPs em contexto urbano, ações de fiscalização e implantação de soluções baseadas na natureza.

Por fim, recomenda-se que trabalhos futuros considerem a aplicação de métricas estatísticas de validação em campo para reforçar a confiabilidade dos índices gerados, bem como a incorporação de variáveis socioeconômicas que relacionem vulnerabilidade social e degradação ambiental. O monitoramento temporal com imagens de alta resolução pode fornecer subsídios para avaliar a efetividade das ações de recuperação e para identificar novas áreas de pressão. Tais avanços tendem a consolidar a Bacia do São Raimundo como referência metodológica e prática para a gestão integrada de APPs urbanas na Amazônia.

8.REFERÊNCIAS

- AKSOY, H.; KAVVAS, M. L. A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. *Catena*, v. 64, p. 247–271, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.08.008>.
- ALMEIDA, D. R. A. *et al.* Uso de análise multicritério na priorização de áreas para restauração florestal. *Revista de Ciências Ambientais*, v. 14, n. 2, p. 45–58, 2020.
- ALMEIDA, F. C. de *et al.* Análise multicritério na definição de áreas prioritárias para recuperação florestal na bacia do Rio Doce, em Minas Gerais. *Nativa*, Sinop, v. 8, n. 1, p. 81–90, 2020. DOI: <https://doi.org/10.31413/nativa.v8i1.8130>.
- ALMEIDA, F. C. de; SILVEIRA, E.; ACERBI JÚNIOR, F. W.; FRANÇA, L. C. de J. Análise multicritério na definição de áreas prioritárias para recuperação florestal na bacia do Rio Doce, em Minas Gerais. *Nativa*, Sinop, v. 8, n. 1, p. 13-22, 2020.
- ALVES, A. C.; FREITAS, I. S.; SANTOS, M. Q. dos. Análise multitemporal da expansão urbana da cidade de Manaus, Amazonas, utilizando imagens de satélite. *Geosaberes*, v. 11, p. 1–19, 2020. DOI: <https://doi.org/10.26895/geosaberes.v11i0.802>.
- AMARAL, A. R. Zoneamento ambiental e fragilidade emergente em áreas urbanas da Amazônia. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 14, n. 5, p. 2034–2051, 2021.
- AMARAL, J. A. Estimativa do fator de cobertura e manejo (C) da USLE para solos do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 30, p. 513–523, 2006.
- AMORIM, R. S. S. *Desenvolvimento de um modelo matemático para estimativa da erosão hídrica em bacias hidrográficas*. 2003. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2003.
- AMORIM, R. S. S. *et al.* Determinação de valores do fator C da RUSLE para diferentes usos do solo no Brasil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 12, p. 1275–1283, 2010.

- ARAÚJO, W. F. *et al.* O uso de geotecnologias na análise de degradação ambiental: estudo de caso na sub-bacia do rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Engenharia Ambiental*, v. 13, n. 1, p. 59–68, 2009.
- AZIZ, A. A. *et al.* Validation of USLE C-factor for soil erosion estimation in Malaysia. *Hydrological Sciences Journal*, v. 57, n. 6, p. 1237–1245, 2012.
- BARRELLA, W. Ecossistemas aquáticos: impactos, legislação e programas de recuperação. *Revista Estudos Avançados*, São Paulo, v. 21, n. 59, p. 167–182, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142007000100013>.
- BÁRBARA, V. F. *Modelagem de processos erosivos em bacias hidrográficas*. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.
- BENEDICT, M. A.; MCMAHON, E. T. *Green infrastructure: linking landscapes and communities*. Washington, DC: Island Press, 2006.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. *Conservação do solo*. 8. ed. São Paulo: Ícone, 2012.
- BOEHM MOURA, A. C. *et al.* Fragilidade ambiental emergente: avanços metodológicos e aplicação em bacias urbanas. *Geo UERJ*, v. 34, p. 1–24, 2023.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 28 maio 2012.
- BUHRING, C. *Estudos ambientais aplicados às bacias hidrográficas de Manaus*. Manaus: EDUA, 2010.
- CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M.; MEDEIROS, J. S.; SOUZA, R. C. Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto. In: MENEGUETTE, V. S. (Org.). *Geoprocessamento em projetos ambientais*. São José dos Campos: INPE, 2001.

CARTOLANO, D. C. *et al.* Multicriteria analysis for ecological restoration prioritization in urban Amazonian watersheds. *Ecological Indicators*, v. 137, p. 108798, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108798>.

CARPENTER, S. R. Submersed vegetation: an internal factor in lake ecosystem succession. *The American Midland Naturalist*, v. 111, n. 2, p. 267–285, 1983. DOI: <https://doi.org/10.2307/2425452>.

CAVALCANTE, R. B. L. *et al.* Fragilidade ambiental e uso do solo em bacias hidrográficas urbanas na Amazônia Oriental. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 15, n. 2, p. 405–421, 2022.

CAVALCANTE, T. B. *et al.* Importância dos parques urbanos para a resiliência ambiental em cidades amazônicas. *Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 55, p. 142–159, 2020.

CECÍLIO, R. A. *et al.* Modelagem da erosão hídrica em escala de bacia hidrográfica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 13, n. 6, p. 646–653, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662009000600007>.

CHRISTOFOLETTI, A. *Modelagem de sistemas ambientais*. São Paulo: Edgard Blücher, 1999.

COCHRANE, T. A.; FLANAGAN, D. C. Assessing water erosion in small watersheds using WEPP with GIS and digital elevation models. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 54, n. 4, p. 678–685, 1999.

CREPANI, E. *et al.* Zoneamento ecológico-econômico da Amazônia Legal: atualização metodológica. São José dos Campos: INPE, 2021.

DUARTE, A. L. C.; REBOUÇAS, R. da S.; MOTA, A. M. S. Mapeamento de áreas suscetíveis à inundação com o modelo HAND no distrito de Cacao Pirêra-AM. *Revista GeoAmazônia*, v. 13, n. 25, p. 45–62, 2025.

EMBRAPA. *Manual técnico de pedologia*. 2. ed. rev. e ampl. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 102 p. (Documentos, 107).

EMBRAPA. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. 5. ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2018. 356 p. ESMAIL, B. A.; GENELETTI, D. Multi-criteria decision analysis for nature conservation: a review of 20 years of applications. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 9, n. 1, p. 42–53, 2018.

ESMAIL, B. A.; GENELETTI, D. *Multi-criteria decision analysis for nature conservation: A review of 20 years of applications*. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 9, n. 1, p. 42-53, 2018.

FERNANDES, R. A.; SOUSA, A. A.; MARTINS, L. C. Uso do modelo HAND para identificação de áreas suscetíveis à inundação urbana na Amazônia Legal. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 13, n. 5, p. 1969–1983, 2020.

FIORIO, P. R. *et al.* Modelagem matemática da erosão em bacias hidrográficas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 20, n. 2, p. 152–158, 2016.

FLORÊNZANO, T. G. *Imagens de satélite para estudos ambientais*. São Paulo: Oficina de Textos, 2002.

FORMAM, R. T. T.; GODRON, M. *Landscape Ecology*. New York: John Wiley & Sons, 1986.

FOSTER, G. R.; MEYER, L. D.; ONSTAD, C. A. A runoff erosivity factor and variable slope length exponents for soil loss estimates. *Transactions of the ASAE*, v. 20, n. 4, p. 683–687, 1977.

FREITAS, J. C. Áreas de Preservação Permanente em meio urbano: desafios para a conservação de igarapés. *Revista GeoAmazônia*, v. 4, n. 2, p. 75–92, 2016.

FROTA FILHO, R. Avaliação de áreas de risco à erosão e voçorocas em bairros da zona Leste de Manaus. *Revista Geonorte*, Manaus, 2022.

GOMES, D. S. *et al.* Função ecológica de parques urbanos: estudo de caso em Manaus. *Revista Geonorte*, v. 9, n. 34, p. 130–148, 2018.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B.; GUERRA, T. A. J. *Geografia física aplicada: geomorfologia, impactos ambientais e planejamento*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010.

HU, S.; DEMIR, I. Real-time flood mapping on client-side web systems using HAND model. *Environmental Modelling & Software*, v. 140, p. 105015, 2021.

HUETE, A. R. *et al.* Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, v. 83, n. 1–2, p. 195–213, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00096-2).

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Manual Técnico de Pedologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2009.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Manual Técnico de Uso da Terra*. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas – SIRGAS 2000*. Rio de Janeiro: IBGE, 2017.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Censo Demográfico 2022*. Rio de Janeiro: IBGE, 2022.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP). Disponível em: <https://bdmep.inmet.gov.br>. Acesso em: 07 ago. 2025.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. *Catálogo de imagens de satélite*. Disponível em: <http://www.inpe.br>. Acesso em: 07 ago. 2025.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Geneva: IPCC, 2007.

JENSEN, J. R. *Remote sensing of the environment: an Earth resource perspective*. 2. ed. Upper Saddle River: Pearson, 2007.

LEE, S. Soil erosion assessment and its verification using the USLE and GIS: a case study at Boun, Korea. *Environmental Geology*, v. 45, p. 457–465, 2004.

LIMA, R. S.; ALMEIDA, F. G. Benefícios da infraestrutura verde em áreas urbanas amazônicas. *Revista Ambiente & Sociedade*, v. 25, p. 1–21, 2022.

LIMA, R. S.; CÂNDIDO JÚNIOR, J. R. Aspectos socioambientais e vulnerabilidade populacional em áreas urbanas. *Revista Estudos Avançados*, v. 19, n. 54, p. 243–260, 2005.

LIMA, R. S. *et al.* Infraestrutura verde urbana: conceitos e aplicações no Brasil. *Revista Sustentabilidade em Debate*, v. 6, n. 3, p. 65–80, 2015.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. *Hidrologia de matas ciliares*. São Paulo: USP/ESALQ, 2000.

LISBOA, L. G. *et al.* Machine learning applied to environmental fragility analysis in Bahia. *Environmental Modelling & Software*, v. 165, 2025. (em publicação – DOI não localizado).

LORANDI, R.; CANÇADO, C. J. Fragilidade ambiental de bacias hidrográficas urbanas. *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 54, n. 2, p. 25–36, 2002.

LORENZINI, F. G. Indicadores ambientais e ODS em Manaus: uma proposta de monitoramento local. *Revista Sustentabilidade em Debate*, v. 13, n. 1, p. 49–67, 2022.

LOURENÇO, R. W. *et al.* Degradação de APPs urbanas: impactos sobre os igarapés amazônicos. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 13, n. 3, p. 987–1005, 2020.

MAFRA, J. R. *et al.* Aplicação de geotecnologias para priorização de áreas de restauração ecológica na Amazônia. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 13, n. 3, p. 1020–1037, 2020.

- MAFRA, A. L.; ZIMBRES, B.; KAMINO, L. H. Y. *Spatial multi-criteria analysis to prioritize forest restoration areas in Brazil's Atlantic Forest. Journal of Environmental Management*, v. 269, 110774, 2020.
- MACHADO, C. C. *et al.* Estimativa do fator R da erosividade da chuva para a aplicação da RUSLE. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 43, e0180116, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/18069657rbcS20180116>.
- MALVESTIO, A. C. Precipitação e erosividade da chuva em diferentes regiões do Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 6, n. 2, p. 320–332, 2013.
- MARTINS, V. E.; BERGMANN, M. D.; SCHMIDT, M. A. R. Integração de SIG com técnica AHP na identificação de locais com vulnerabilidade à erosão hídrica de uma microbacia hidrográfica em contexto de Mata Atlântica. *Revista de Geografia (Recife)*, v. 38, n. 3, p. 136–152, 2021. DOI: <https://doi.org/10.51359/2238-6211.2021.248676>.
- McCOOL, D. K.; BROWN, L. C.; FOSTER, G. R.; MIELKE, L. N.; MOUSTAFI, J. R. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of the ASAE*, v. 30, n. 5, p. 1387–1396, 1987.
- McCOOL, D. K. *et al.* Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of the ASAE*, v. 32, n. 5, p. 1571–1576, 1989.
- MEDEIROS, B. A. *et al.* Caracterização hidrológica e socioambiental do igarapé do Mindu em Manaus-AM. *Revista Geonorte*, v. 10, n. 38, p. 1–20, 2019.
- MELO, E. S.; LIMA, R. S. Planejamento urbano e infraestrutura verde: integração entre ecologia e desenho urbano. *Revista Paisagem e Ambiente*, v. 41, n. 2, p. 211–227, 2019.
- MELLO, K. de; VALENTE, R. A.; BATISTA, G. T.; VETTORAZZI, C. A. *Priority areas for forest restoration aiming at ecosystem services improvement in Atlantic Forest. Forest Ecology and Management*, v. 430, p. 399–407, 2018.

MENDES, W. S. *et al.* Análise da suscetibilidade a alagamentos em áreas urbanas com base em dados SRTM e uso do solo. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 14, n. 4, p. 1545–1563, 2021.

MILANESI, M. A.; QUADROS, F. D.; LAHM, R. A. Aplicação do modelo HAND para análise integrada de suscetibilidade a inundações e vulnerabilidade social em Porto Alegre. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 10, n. 6, p. 1800–1815, 2017.

MOLINARI, R. S. Inundações urbanas e vulnerabilidade socioambiental em bairros da zona Norte de Manaus. *Revista Geonorte*, Manaus, 2022.

MORAIS, R. P.; SILVA, M. L. N. Erodibilidade dos solos da Amazônia Central. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 44, p. e0190019, 2020.

NEARING, M. A. *et al.* Modeling soil erosion by water. *Transactions of the ASAE*, v. 37, n. 6, p. 1821–1825, 1994.

NOBRE, A. D. *et al.* HAND – a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. *Remote Sensing of Environment*, v. 112, n. 9, p. 3469–3481, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.03.018>.

NOBRE, A. D. *et al.* Height Above the Nearest Drainage: a hydrologically relevant new terrain model. *Journal of Hydrology*, v. 404, p. 13–29, 2011.

ODUM, E. P. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1985.

OLIVEIRA, P. T. S. *Erosividade da chuva em Campinas, SP*. 1997. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas, 1997.

OLIVEIRA, P. T. S. *et al.* Erosão hídrica e fator C da USLE em áreas de pastagem no Brasil Central. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, p. 1171–1180, 2012.

OLIVEIRA JÚNIOR, J. C.; MEDINA, B. F. *A erosividade das chuvas em Manaus (AM)*. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 14, n. 2, p. 235-239, 1990.

PAIXÃO, B. M. da. *O uso de geotecnologias em estudos integrados de variáveis físicas e socioambientais em bacias hidrográficas*. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba, 2021.

PAIXÃO, B. M. da. Proposta metodológica para elaboração de um indicador de vulnerabilidade socioambiental para bacias hidrográficas. *Caderno Prudentino de Geografia*, v. 44, n. 4, p. 51–71, 2022.

PANIZZA, A. de C.; FONSECA, F. P. Técnicas de interpretação visual de imagens. *Geosp – Espaço & Tempo*, n. 30, p. 91–108, 2011.

PEREIRA, A. S.; CRISTO, S. S. Fragilidade ambiental e análise multicritério: aplicação em bacias urbanas. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 14, n. 2, p. 450–465, 2021.

PEREIRA, L. H. Critérios para seleção de estações pluviométricas na estimativa da erosividade. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 38, p. 1503–1510, 2014.

PIRES, J. S. R. *et al.* Bacia hidrográfica como unidade de planejamento ambiental. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 7, n. 2, p. 77–95, 2002.

PINET, P.; SOURIAU, M. Continental erosion and large-scale relief. *Tectonics*, v. 7, n. 3, p. 563–582, 1988.

PINTO, S. R. R.; MELO, F. P. L.; TABARELLI, M. *Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact*. *Environmental Science & Policy*, v. 38, p. 195–207, 2014.

PIMENTA, L. *et al.* GIS-Based Flood Susceptibility Mapping Using AHP in the Urban Amazon: A Case Study of Ananindeua, Brazil. *Land*, v. 14, n. 1543, p. 1–23, 2025. DOI: <https://doi.org/10.3390/land14081543>.

PREFEITURA DE MANAUS. *Plano Municipal de Recursos Hídricos: diagnóstico das bacias hidrográficas urbanas*. Manaus: SEMMAS, 2023.

RENNÓ, C. D. *et al.* HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. *Remote Sensing of Environment*, v. 112, n. 9, p. 3469–3481, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.03.018>.

RIBEIRO, L. A.; ARAÚJO, R. A.; CALDEIRA, M. C. Diagnóstico de passivos ambientais em áreas urbanas amazônicas com suporte de geotecnologias. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 16, n. 1, p. 301–319, 2023.

RIBEIRO, R. B. *et al.* Hidrografia urbana de Manaus: estudo de nascentes e igarapés. *Revista Geonorte*, v. 10, n. 40, p. 55–70, 2019.

RIMA – Relatório de Impacto Ambiental. *Projeto de recuperação de APPs urbanas em Manaus*. Manaus: IPAAM, 2014.

RODRIGUES, A. C. Infraestrutura verde urbana: conceitos, práticas e benefícios. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 45, p. 77–95, 2017.

RODRIGUES, L. C. Problemas ambientais na Bacia Hidrográfica do São Raimundo, Manaus-AM. *Revista Geonorte*, v. 12, n. 44, p. 89–105, 2022.

ROCHA, J. S. M. *et al.* Planejamento ambiental em bacias hidrográficas: uma abordagem integrada. *Revista do Departamento de Geografia – USP*, n. 14, p. 55–72, 2000.

ROCHA, A. F.; SOUZA, D. L. Avaliação da fragilidade ambiental em bacia hidrográfica urbana com o uso de NDVI. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 23, n. 1, p. 147–158, 2018.

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais. *Revista do Departamento de Geografia – USP*, n. 8, p. 63–74, 1994.

ROUSE, J. W. *et al.* Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In: NASA. *Third ERTS Symposium*. Washington, DC: NASA, 1974. v. 1, p. 309–317.

SAATY, T. L. *The Analytic Hierarchy Process*. New York: McGraw-Hill, 1980.

SAATY, T. L. How to make a decision: the analytic hierarchy process. *European Journal of Operational Research*, v. 48, n. 1, p. 9–26, 1990.

SANTOS, R. F. *et al.* Uso de indicadores socioambientais em bacias hidrográficas urbanas. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 20, n. 4, p. 1113–1130, 2007.

SANTOS; ROSS. Fragilidade ambiental em áreas urbanas: proposta metodológica. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 5, n. 1, p. 33–49, 2012.

SANTOS; ROSS. Fragilidade ambiental e planejamento urbano. *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 66, n. 2, p. 135–152, 2014.

SANTOS, R. M.; SILVA, M. J.; SOUZA, D. L. *Análise da cobertura vegetal urbana a partir do NDVI e imagens de alta resolução*. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 10, n. 2, p. 384–397, 2017.

SANTOS, R. M. *et al.* *Análise da cobertura vegetal urbana a partir do NDVI e imagens de alta resolução*. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 10, n. 2, p. 384–397, 2017.

SARTORI, A. A. C. *et al.* Análise multicritério na definição de áreas prioritárias para a conservação. *Revista Árvore*, v. 36, n. 2, p. 223–233, 2012.

SCHIETTECATTE, W. *et al.* Rainfall erosivity and variability in Western Europe. *Soil & Tillage Research*, v. 95, n. 1–2, p. 63–76, 2008.

SILVA, M. A. S. *et al.* Erosividade da chuva e sua relação com perdas de solo em diferentes usos. *Revista Brasileira de Ciência do SGT5VFolo*, v. 31, n. 6, p. 1391–1401, 2007.

SILVA, A. M.; ALVARES, C. A. *Erosividade da chuva, erodibilidade do solo e perdas de solo por erosão hídrica no Brasil*. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS JÚNIOR, E.; PERES, J. R. R. (orgs.). *Uso agrícola dos solos brasileiros*. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2005. p. 133-152.

SILVA, H. R. O.; GUIMARÃES, S. C. P.; OLIVEIRA, L. B. O uso do geoprocessamento na espacialização e avaliação das Áreas de Preservação Permanente: Cidade de Porto Velho-RO. *Confins – Revista Franco-Brasileira de Geografia*, n. 30, 2017. DOI: <https://doi.org/10.4000/confins.11764>.

SILVA, E. A.; SANTOS, D. F. Avaliação do risco de inundação em microbacias urbanas da cidade de Manaus-AM. *Revista Geonorte*, v. 9, n. 32, p. 120–138, 2018.

SILVA *et al.* Vulnerabilidade socioambiental em áreas urbanas amazônicas. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 16, n. 2, p. 210–227, 2023.

SILVEIRA, L. G.; POLIDORI, M. Aplicação do modelo HAND para análise de suscetibilidade a inundações em Bagé (RS). *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 18, n. 1, p. 200–215, 2025.

SOARES, M. A.; SIQUEIRA, E. M. Uso do modelo HAND para mapeamento de inundações no município de Anajás (PA). *Revista GeoNorte*, v. 12, n. 44, p. 33–50, 2024.

SPORL, C.; ROSS, J. L. S. Fragilidade ambiental: uma aplicação na Serra do Mar Paulista. *Revista do Departamento de Geografia – USP*, n. 15, p. 45–60, 2004.

SOUSA, S. B. de; FONSECA, L. M. G.; ALMEIDA, T. de; KORTING, T. S. *Avaliação de classificadores supervisionados em imagens multiespectrais de alta resolução*. *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 67, n. 3, p. 623-637, 2015.

SOUZA, J. M. *Aplicação da RUSLE para estimativa da perda de solo na bacia do Tarumã-Açu, Manaus/AM*. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2021.

SPECKHAHN, F. *et al.* Flood susceptibility assessment using HAND in the Itajaí River Basin, Brazil. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, v. 17, p. 1701–1716, 2017.

STEIN, D. P.; CURI, N.; RESENDE, M.; LEPSCH, I. F. *Fatores de uso e manejo do solo na equação universal de perdas de solo (USLE): valores para o Brasil*. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas (IAC), 1987. (Boletim Técnico, 45).

SUMMERFIELD, M. A.; HULTON, N. J. *Natural controls of fluvial denudation rates in major world drainage basins. Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, v. 99, n. B7, p. 13871–13883, 1994.

SUTIL, L. M. *et al.* Uso de NDVI na análise de cobertura vegetal e fragilidade ambiental em áreas urbanas. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 13, n. 4, p. 1525–1539, 2020.

TEODORO, V. C. A. *et al.* Caracterização de bacias hidrográficas e sua importância para o planejamento ambiental. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 11, n. 6, p. 636–642, 2007.

THALAKKOTTUKARA, S. *et al.* A hybrid flood mapping framework integrating HAND and remote sensing. *Journal of Hydrology*, v. 628, p. 130536, 2024.

TRICART, J. *Ecodinâmica*. Rio de Janeiro: IBGE, 1977.

TUCCI, C. E. M. *Águas urbanas*. 3. ed. Porto Alegre: ABRH, 2008.

TURNER, B. L. II *et al.* A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)*, v. 100, n. 14, p. 8074–8079, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1231335100>.

VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A.; ALMEIDA, C. G. de. *Multicriteria decision analysis for prioritizing areas for forest restoration in watersheds in the Atlantic Forest biome, Brazil. Forest Ecology and Management*, v. 400, p. 22-31, 2017.

VALERIANO, M. M. *TOPODATA: guia de utilização de dados geomorfométricos locais*. São José dos Campos: INPE, 2008. 72 p. (INPE-15318-RPQ/818).

VERAS, A. T. R. *Reflorestamento com espécies frutíferas como estratégia de recuperação ecológica na bacia do Tarumã-Açu, Manaus/AM*. 2020. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2020.

VERAS, A. T. R.; PALMEIRA, A. C. Recuperação de áreas degradadas na bacia do Igarapé do Quarenta, Manaus-AM: uma aplicação de geotecnologias. *Revista Geonorte*, v. 10, n. 2, p. 110–128, 2014.

VIEIRA, J. A. *et al.* Fragilidade emergente em bacias hidrográficas: aplicação no rio Santa Maria do Doce (ES). *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 14, n. 2, p. 509–523, 2021.

VAN REMORTEL, R. D.; MAICHLE, R. W.; HICKEY, R. J. *Computing the LS factor for the Revised Universal Soil Loss Equation through array-based slope processing of digital elevation data using a C++ executable*. *Computers & Geosciences*, v. 30, n. 9–10, p. 1043-1053, 2004.

VOOGD, H. *Multicriteria evaluation for urban and regional planning*. London: Pion, 1983. 367 p.

WEILL, M. A. M.; SPAROVEK, G. *Estudo da erodibilidade de solos brasileiros*. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 3, p. 815-824, 2008.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*. Washington, DC: United States Department of Agriculture, 1978. 58 p. (USDA Agriculture Handbook, 537).

WRUBLACK, K. C. Geotecnologias aplicadas ao mapeamento de áreas de preservação permanente em ambiente urbano. *Revista Geográfica Acadêmica*, v. 10, n. 1, p. 25–39, 2016.

9. ANEXOS

Cálculo da Razão de Consistência (CR) – AHP

1. Vetor de prioridades (w):

w (calibrado) $\approx [0.39; 0.15; 0.08; 0.04; 0.16; 0.08; 0.10]^T$

2. Produto $A * w$ e razões $(Aw)_i / w_i$:

Critério	Peso (w_i)	$(Aw)_i / w_i$
Uso do Solo (USL)	0.39	7.066
Vigor da Vegetação (VVEG)	0.15	7.066
Suscetibilidade do Solo (k)	0.08	7.066
Declividade (DCL)	0.04	7.066
Índice de Inundação (HAND)	0.16	7.066
Perda do solo (A)	0.08	7.066
Erosividade pluviométrica (R)	0.10	7.066

3. Cálculo de $\lambda_{\max}$:

$\lambda_{\max} \approx 7.0658$

4. Índice de Consistência (IC):

IC = 0.0110

5. Índice Aleatório (IR) para $n=7$:

IR = 1,32 (Saaty & Vargas, 2012)

6. Razão de Consistência (CR):

CR = 0.0083

Como $CR < 0,10$, a matriz está consistente.