UFV Universidade Federal de Viçosa

MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO E DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL

GOVERNO FEDERAL BRASIL UNIÃO E RECONSTRUÇÃO

METODOLOGIA DE PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS PARA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL NAS CABECEIRAS SELECIONADAS DAS **BACIAS DOS RIOS GRANDE**, **PARANAÍBA**, **SÃO FRANCISCO** E **PARNAÍBA**

2 CADERNO METODOLÓGICO

REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL
Presidente: **Luiz Inácio Lula da Silva**
Vice-Presidente: **Geraldo José Rodrigues Alckmin Filho**

Ministério da Integração e do Desenvolvimento Regional - MDR
Ministro do Desenvolvimento Regional: **Antônio Waldez Góes da Silva**
Secretaria Nacional de Segurança Hídrica Secretário: **Giuseppe Serra Seca Vieira**

Departamento de Recursos Hídricos e Revitalização de Bacias Hidrográficas
Diretor: **José Roberto Carlos Cavalcante**

Coordenação-Geral de Revitalização de Bacias Hidrográficas
Coordenadora Geral: **Tarsila Cezar de Noronha Pessoa**

Responsáveis Técnicos
Alexandre Saia
Ramille Araujo Soares de Paula

Secretária
Edrene Braga Pinto

MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO E DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL

GOVERNO FEDERAL
BRASIL
UNIÃO E RECONSTRUÇÃO

EQUIPE DE TRABALHO DO PROJETO

Prof. José Ambrósio Ferreira Neto
DSc. Cientista Social, Coordenador Geral - Departamento de Economia Rural

Prof. Antônio Carlos Brunozi Júnior
DSc. Cientista Contábil, Departamento de Administração e Contabilidade

Prof. Bruno Nery Fernandes Vasconcelos
DSc. Engenheiro Agrônomo, Departamento de Solos

Prof. Carlos Ernesto Gonçalves Reynaud Schaefer
DSc. Engenheiro Agrônomo, Departamento de Solos

Prof. Demetrius David da Silva
DSc. Engenheiro Agrônomo, Departamento de Engenharia Agrícola

Prof. Elpídio Inácio Fernandes Filho
DSc. Engenheiro Agrônomo, Departamento de Solos

Prof. Evandro Rodrigues de Farias
DSc. Administração, Departamento de Administração e Contabilidade

Prof. Márcio Rocha Francelino
DSc. Engenheiro Agrônomo, Departamento de Solos

Prof. Ricardo Santos Silva Amorim
DSc. Engenheiro Agrônomo, Departamento de Engenharia Agrícola

Prof. Wilson da Cruz Vieira
DSc. Engenheiro Agrônomo, Departamento de Economia Rural

Bianca Diniz da Rocha
MSc. Engenheira Florestal, Departamento de Economia Rural

Clívia Dias Coelho
DSc. Engenheira Agrícola, Departamento de Engenharia Agrícola

Ernani Lopes Possato
DSc. Engenheiro Florestal, Departamento de Engenharia Florestal

Gustavo Vieira Veloso
DSc. Engenheiro Agrícola, Departamento de Solos

Mariane Paulina Batalha Roque
DSc. Geógrafa, Departamento de Economia Rural

Pedro Christo Brandão
DSc. Engenheiro Florestal, Departamento de Solos

Lucas Vieira Silva
Graduando de Engenharia de Agrimensura e Cartográfica

Manuelle de Freitas Galvão
Graduanda de Engenharia Agrícola e Ambiental

Projeto gráfico e diagramação
Editora Asa Pequena

APRESENTAÇÃO

A conversão da cobertura do solo por meio da exploração dos recursos naturais para a implantação de sistemas agropecuários de uso intensivo e extensivo favoreceram a fragmentação dos ambientes naturais e os processos de degradação ao longo das últimas décadas. Os reflexos negativos desta degradação, sobretudo em áreas que o uso estava em dissonância com suas potencialidades e aptidões, incluem: redução da diversidade da flora e fauna; diminuição da quantidade e qualidade da água; e intensificação dos processos erosivos. Além dos efeitos diretos ao ambiente, a degradação do solo e da água pode ter consequências nocivas para a capacidade produtiva e a socioeconomia local.

Para reverter a degradação nos ambientes rurais, é fundamental implementar ações de restauração de ambientes naturais ou de mitigação dos impactos, como o uso de técnicas conservacionistas do solo e da água em áreas cultivadas. No entanto, há um descompasso entre a extensão total de área que pode se beneficiar dessas ações e os recursos disponíveis para essa finalidade. Nesse processo, se faz necessário também considerar as externalidades da dinâmica social e econômica de modo que as ações de recuperação ambiental se configurem também como oportunidades de geração

de emprego e renda para as comunidades envolvidas. Por isso, é crucial utilizar ferramentas de análise de inteligência territorial para identificar as áreas vulneráveis onde a implantação das ações de recuperação ou mitigação possibilitará a maior preservação e, consequentemente, o maior potencial de retorno dos serviços ecossistêmicos desejáveis.

Nesse contexto, a equipe multidisciplinar da Universidade Federal de Viçosa (UFV) desenvolveu uma metodologia de priorização de áreas para recuperação ambiental, com o objetivo de fornecer subsídios para a determinação locacional da aplicação de recursos e insumos destinados à recuperação ambiental, visando a otimização de ganhos sociais e ambientais nas áreas das bacias hidrográficas. O método é baseado na análise integrada do meio físico e da socioeconomia, a partir de dados oficiais disponíveis, como: mapeamentos das classes de solo e do relevo; dados de sensoriamento remoto; informações climatológicas e de queimadas; disponibilidade hídrica e dados socioeconômicos disponibilizados a nível de setores censitários.

O objetivo da metodologia de priorização desenvolvida pela UFV é identificar áreas em que a realização das práticas conservacionistas e de recuperação possui maior potencial de promover o incremento na quantidade e qualidade da água e dos serviços ecossistêmicos associados, além de contribuir com a segurança hídrica frente às demandas dos centros urbanos e das atividades agropecuárias e, desta forma, induzindo o equilíbrio entre o uso dos recursos naturais e a produção de serviços ecossistêmicos. A metodologia possibilita também direcionar os esforços de recuperação para as áreas que possuem melhores condições de cumprir a função ambiental de recarga hídrica e, ao mesmo tempo, possuem maior vulnerabilidade social.

O presente estudo, fruto de um Termo de Execução Descentralizada (TED) firmado entre o Ministério da Integração e do Desenvolvimento Regional (MIDR) e a Universidade Federal de Viçosa (UFV), consiste na identificação de áreas prioritárias para as ações de revitalização nas áreas rurais em áreas nas cabeceiras de quatro importantes bacias hidrográficas no Brasil: Grande, Paranaíba, São Francisco e Parnaíba.

Este relatório apresenta a metodologia e os resultados alcançados na aplicação do método de priorização de áreas para recuperação ambiental nas cabeceiras. O documento do presente relatório está estruturado em quatro Cadernos: 1. Caderno de Caracterização, no qual é descrita a área de abrangência do estudo e é apresentado o resumo das características gerais das sub-bacias de cabeceira analisadas; 2. Caderno Metodológico, no qual a metodologia utilizada para a priorização de áreas para recuperação ambiental, comum a todas as bacias é apresentada de forma detalhada. 3. Caderno de Resultados, no qual são apresentados os resultados para cada variável (as áreas de recarga hídrica e os índices de vulnerabilidade ambiental, social e socioambiental), calculadas para cada cabeceira das quatro bacias, bem como os resultados das métricas e a localização das áreas prioritárias para recuperação ambiental. 5. Caderno de Apêndices, no qual são apresentados dados e informações complementares, assim como os relatórios resultantes das campanhas de campo realizadas pela equipe UFV nas áreas do presente estudo.

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO 5

CADERNO METODOLÓGICO 9

2. METODOLOGIA PARA PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS PARA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL NAS CABECEIRAS DAS BACIAS DOS RIOS GRANDE, PARANAÍBA, SÃO FRANCISCO E PARNAÍBA 10
2.1. BASE DE DADOS SECUNDÁRIA 11
2.2. ÁREAS DE RECARGA HÍDRICA 12
2.2.1. BALANÇO HÍDRICO CLIMATOLÓGICO 13
2.2.2. DISTÂNCIA À HIDROGRAFIA 13
2.2.3. DECLIVIDADE 14
2.2.4. POTENCIAL PEDOHIDROLÓGICO À RECARGA HÍDRICA 14
2.2.5. Análise Multicritério AHP para determinação das Áreas de Recarga Hídrica . 15
2.3. ÍNDICE DE VULNERABILIDADE AMBIENTAL - IVA 16
2.3.1. ADEQUAÇÃO DO USO DA TERRA 17
2.3.1.1. Capacidade de Uso da Terra 18
2.3.1.2. Intensidade de Uso da Terra 19
2.3.1.3. Relação entre Capacidade e Intensidade de Uso da Terra 20
2.3.2. ÁREA QUEIMADA 20
2.3.3. SUSCEPTIBILIDADE À EROSÃO 21
2.3.3.1. Erosividade da Chuva (R) 21
2.3.3.2. Erodibilidade do Solo (K) 22
2.3.3.3. Declividade (S) 22
2.3.4. BALANÇO HÍDRICO QUANTITATIVO 23
2.3.5. ANÁLISE MULTICRITÉRIO AHP PARA DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE VULNERABILIDADE AMBIENTAL 23
2.4. ÍNDICE DE VULNERABILIDADE SOCIAL - IVS 23
2.4.1. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS PARA CONSTRUÇÃO DO ÍNDICE DE VULNERABILIDADE SOCIAL 25
2.5. ÍNDICE DE VULNERABILIDADE SOCIOAMBIENTAL - IVSA 27
2.6. DETERMINAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL NAS ÁREAS DAS CABECEIRAS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS GRANDE, PARANAÍBA, SÃO FRANCISCO E PARNAÍBA 28
2.7. AUTOMATIZAÇÃO DA METODOLOGIA 29

REFERÊNCIAS 30

ANEXOS 33

CADERNO METODOLÓGICO

No **Caderno metodológico** são detalhadas todas as etapas da metodologia, comum a todas as bacias hidrográficas, incluindo a descrição de cada variável que compõe o processo de mapeamento das áreas prioritárias para recuperação ambiental das sub-bacias estudadas.

2. METODOLOGIA PARA PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS PARA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL NAS CABECEIRAS DAS BACIAS DOS RIOS GRANDE, PARANAÍBA, SÃO FRANCISCO E PARNAÍBA

Para desenvolver a metodologia de priorização de áreas para recuperação ambiental na cabeceira das quatro bacias hidrográficas selecionadas, foi essencial realizar uma análise cuidadosa e sistemática de variáveis do meio físico, biótico, social e econômico, que quando analisadas de forma integrada podem produzir diferentes alternativas de ações de recuperação. O planejamento para uma efetiva recuperação ambiental na cabeceira das bacias pressupõe, portanto, conhecer os recursos existentes em escala adequada, integrar diversas informações geoespacializadas e propor soluções baseadas em uma inteligência territorial com o objetivo de maximizar os impactos positivos das ações.

A metodologia tem como ponto de partida o delineamento das áreas com maior potencial de recarga hídrica, visando garantir maior segurança hídrica para a bacia, principalmente nos períodos de estiagem. Essas áreas com maior potencial de recarga serão utilizadas como referência para aplicação das outras métricas empregadas no processo de identificação das áreas prioritárias para recuperação. Nesse sentido, serão obtidos os Índices de Vulnerabilidade Ambiental (IVA) e de Vulnerabilidade Social (IVS) para delinear, de forma integrada, os elementos de maior vulnerabilidade ambiental e socioeconômica que caracterizam a bacia e, assim, propor a priorização de áreas de maior vulnerabilidade socioambiental a partir de um Índice de Vulnerabilidade Socioambiental (IVSA). A descrição da base de dados utilizada e o detalhamento metodológico para o cálculo das variáveis são apresentados nos itens a seguir.

2.1. BASE DE DADOS SECUNDÁRIA

A natureza do trabalho realizado nesta pesquisa requer o uso de bases de dados e informações secundárias, normalmente produzidas por órgãos oficiais e instituições de pesquisa, como limites municipais, imagens de satélites, mapeamentos geológicos e de solos, dados dos censos demográficos e agropecuários, dentre outros. Importantes instituições nacionais (p.ex. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE) e internacionais (p.ex. National Aeronautics and Space Administration - NASA e European Space Agency - ESA) produzem e disponibilizam dados geográficos, que contribuem para o entendimento do comportamento espacializado de diferentes fenômenos.

Parte importante deste trabalho refere-se à pesquisa, aquisição e pré-processamento desses dados, para permitir o uso integrado em ambiente SIG (Sistema de Informações Geográficas) e evitar incompatibilidade de resoluções, alinhamento, extensão, sistemas de projeção e datum. No **Quadro 2.1**, estão listados os dados utilizados, com sua descrição resumida, a indicação da fonte e os produtos gerados a partir deles.

Quadro 2.1. Lista de municípios, dos estados de Minas Gerais e São Paulo, abrangidos e a respectiva área de interseção com as sub-bacias selecionadas na cabeceira da bacia hidrográfica do rio Grande.

Imagens/Base de dados	Escala/ Resolução espacial	Data de referência	Categoria	Link de acesso	Produtos gerados
Mapeamento Hidrografia e APP hídricas - FBDS*	1:25.000	2018	Vetorial	http://geo.fbds.org.br/	Distância à hidrografia Área de Preservação Permanente (APP) hídrica
ANA** - Nível 2 de Sub-bacias do Plano Nacional de Recursos Hídricos	1:1.000.000	2006	Vetorial	https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/6141f37f-f15d--42e7-8495-ae9ddad0846f	Limite das cabeceiras
CAR***	-	2021	Vetorial	https://www.car.gov.br/publico/imoveis/index	Reserva Legal
Modelo Digital de Elevação - Imagem SRTM/NASADEM	30 m	Versão revisada em 2020	Matricial	https://earthexplorer.usgs.gov/	Declividade da bacia
MapBiomas Coleção 6	30 m	2021	Matricial	https://code.earthengine.google.com/62bb7783b51b2fed5d6db7d3d-33c665d	Adequação do uso da terra
Solos, Geologia e Geomorfologia	1:250.000	2018	Vetorial	https://www.ibge.gov.br/geociencias/todos-os-produtos-geociencias.html	Susceptibilidade à Erosão e Potencial Pedohidrológico
Monitor de Fogo - MapBiomas	30 m	2011 a 2020	Matricial	https://mapbiomas.org/metodo-mapbiomas-fogo-1	Área Queimada
Precipitação anual - Terra Climate	4 km	2001 a 2020	Matricial	http://www.climatologylab.org/terra-climate.html	Balanço Hídrico Climatológico
Evapotranspiração real - MOD16A2.006	500 m	2001 a 2020	Matricial	https://lpdaac.usgs.gov/products/mod16a2v006/	Balanço Hídrico Climatológico
Precipitação mensal - Terra Climate	4 km	2001 a 2020	Matricial	http://www.climatologylab.org/terra-climate.html	Erosividade da chuva
Assentamentos Rurais/INCRA****	-	2020	Vetorial e Tabular	https://certificacao.incra.gov.br/csv_shp/export_shp.py	Assentamentos Rurais
Quilombolas/INCRA e Fundação Palmares	-	2020/2022	Vetorial e Tabular	https://certificacao.incra.gov.br/csv_shp/export_shp.py	Quilombolas
Indígenas/INCRA	-	2021	Vetorial e Tabular	https://www.gov.br/funai/pt-br/atuacao/terras-indigenas e https://terrasindigenas.org.br/	Indígenas
Censo Demográfico/IBGE*****	1:250.000	2010	Vetorial e Tabular	https://censos.ibge.gov.br/agro/2017/	Índice de Vulnerabilidade Social
Censo Agropecuário/IBGE	1:250.000	2017	Vetorial e Tabular	https://censo2010.ibge.gov.br/resultados.html	Índice de Vulnerabilidade Social

*Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável; **Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico; ***Cadastro Ambiental Rural; ****Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária; ***** Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

2.2. ÁREAS DE RECARGA HÍDRICA

As áreas de recarga hídrica podem ser definidas como locais da superfície terrestre em que elevada fração da água da precipitação, na forma de chuva, infiltra no solo e percola em direção a um sistema geológico profundo, além do alcance das raízes, capaz de armazenar e distribuir a água e, consequentemente, abastecer o nível freático (FREEZY; CHERRY, 1979). A manutenção da vegetação e o correto manejo do solo em áreas predominantes de recarga de aquíferos são cruciais para a preservação dos recursos hídricos, uma vez que favorecem a infiltração e, consequentemente, permitem a percolação da água no subsolo, garantindo um fluxo mais estável para os corpos de água, especialmente na época de seca (VASCONCELOS et al., 2013). Por outro lado, há diversos fatores naturais que podem predispor uma área à menor ou maior recarga: natureza geológica, estrutura natural dos solos, cobertura vegetal, quantitativo e sazonalidade da precipitação, declividade do terreno, entre outros.

Neste trabalho buscou-se adaptar uma metodologia que utiliza análise multicritério e sistema de informações geográficas (SIG) para identificar, mapear e classificar áreas quanto ao seu potencial para recarga hídrica. Com base na literatura, nas bases de dados disponíveis e nas condições edafoclimáticas das áreas de estudo foram selecionadas quatro variáveis como critérios para definição e delimitação das áreas de recarga nas bacias avaliadas: 1. Balanço Hídrico Climatológico, 2. Distância à hidrografia, 3. Declividade, e 4. Potencial Pedohidrológico à Recarga Hídrica (**Figura 2.1**).

Cada critério será representado por uma camada temática espacial derivada de imagens de satélite, de dados espaciais oficiais ou adaptados pela equipe de trabalho. Para padronizar a análise de decisão, os valores e classes de todos os mapas foram posteriormente convertidos em uma escala comum de 0 a 1, adimensional. Desta forma, as células em um mapa com maior potencial de recarga hídrica receberam valores padronizados elevados, próximo a 1, e as células relacionadas às áreas com menor potencial receberam valores padronizados baixos, próximo a 0.

Após a padronização, a importância relativa dos critérios (pesos finais) em cada camada foi obtida por meio da análise multicritério AHP (Analytical hierarchy process) e os mapas foram multiplicados em ambiente SIG, para a obtenção do mapa final da Área de Recarga, contendo a classificação das áreas quanto ao seu potencial de recarga hídrica. A descrição das fontes de dados e os procedimentos de análises de cada um dos critérios selecionados estão detalhados nos itens a seguir.

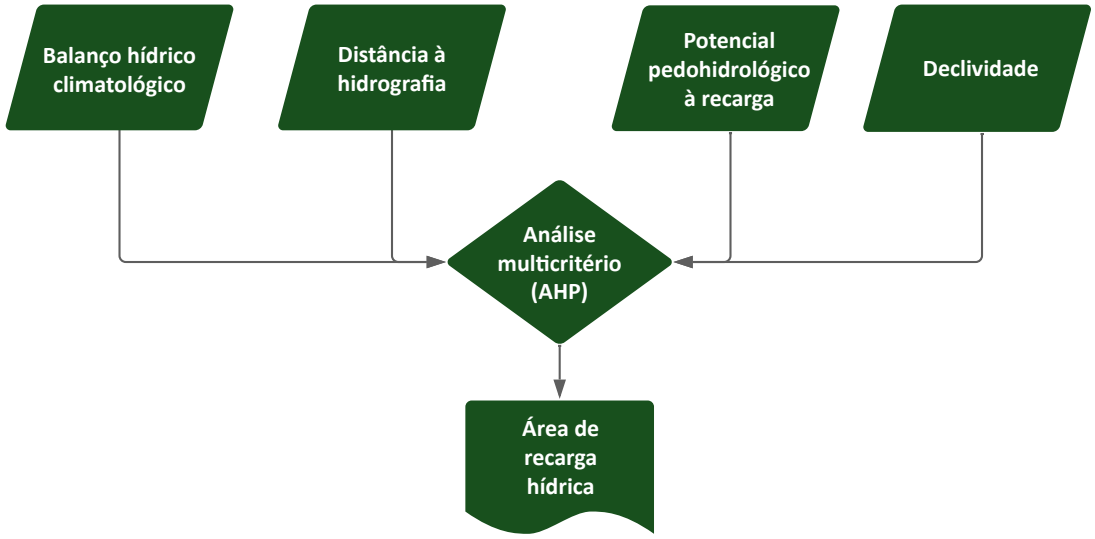

Figura 2.1. Fluxograma das etapas para a determinação das áreas de recarga hídrica na cabeceira das bacias hidrográficas selecionadas.

2.2.1. BALANÇO HÍDRICO CLIMATOLÓGICO

O balanço hídrico climatológico é dado pela diferença entre as entradas e saídas de água em uma determinada área. Seu conhecimento é de grande relevância na hidrologia e no gerenciamento de recursos hídricos, uma vez que permite avaliar a disponibilidade hídrica para o escoamento superficial e a recarga subterrânea. Para a obtenção do balanço hídrico climatológico (BHC) nas áreas de estudo foram utilizadas como entrada e saída de água, respectivamente, os dados de precipitação e evapotranspiração real. Os dados da precipitação foram provenientes do conjunto de dados climáticos mensais do TerraClimate com resolução espacial de quatro quilômetros, disponibilizados pelo Climatology Lab[1], University of California Merced (ABATZOGLOU et al., 2018). Para estimar a evapotranspiração foi utilizada a base do MODIS, produto MOD16A2.006 (RUNNING; MU; ZHAO, 2017), disponibilizado pela NASA[2], com resolução espacial de 500 metros. Para ambos, foram calculadas as médias anuais, em milímetros por ano, considerando o período de 2001 a 2020

As imagens de precipitação, evapotranspiração e balanço hídrico climatológico foram obtidas por meio da plataforma do Google Earth Engine (GEE). Os códigos utilizados nos cálculos e download das imagens para cada cabeceira das bacias estão disponíveis via link (Grande[3], Paranaíba[4], São Francisco5[5] e Parnaíba[6]). Posteriormente, o BHC foi reamostrado para resolução espacial de 30 m, compatível com as demais bases de dados do estudo (TOBLER, 1988) e os valores foram convertidos na escala de 0 a 1, adimensional, em que quanto mais perto de 0, menor o valor do BHC e quanto maior, mais próximo de 1.

2.2.2. DISTÂNCIA À HIDROGRAFIA

A conservação de solo e água baseia-se, fundamentalmente, em assegurar à água o maior nível energético possível no sistema hidrológico (PRUSKI, 2009). Portanto, as práticas conservacionistas de solo e água devem propiciar uma boa infiltração da água no solo nas posições mais elevadas do relevo, assegurando à água maior potencial e retardando a sua chegada aos cursos de água. Dessa maneira, haverá maior disponibilidade de água subterrânea para abastecer as nascentes e os mananciais em períodos com déficit hídrico e, consequentemente, aumentará a disponibilidade hídrica em períodos de escassez (PRUSKI, 2009; FALKENMARK et al., 2011).

A infiltração eficiente da água em zonas mais elevadas do relevo pode reduzir a distância percorrida pela água via escoamento superficial e, consequentemente, a capacidade de desprendimento e arraste de partículas do solo (PEREIRA et al., 2003, PRUSKI 2009). Portanto, a quantidade e qualidade dos recursos hídricos nas posições inferiores do relevo dependem, dentre outros fatores, da forma como a água é transferida das partes mais elevadas para as partes mais baixas do relevo (PAULA; OSCAR, 2012). Motivo pelo qual as partes mais elevadas do relevo podem ser consideradas reservatórios naturais de água do sistema hidrológico (FALKENMARK et al., 1999). Desta forma, a distância de uma determinada área à hidrografia é uma importante variável para definir/classificar o seu potencial de recarga hídrica. Para calcular a distância à hidrografia foi utilizada a rede de drenagem mapeada pela Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS) na escala de 1:25.000 para as áreas das cabeceiras.

A partir da rede de drenagem recortada para as áreas de cabeceira selecionadas para cada uma das bacias hidrográficas do presente estudo, foi calculada, em ambiente SIG, a distância euclidiana[7], em metros.

1 Climatology Lab: https://www.climatologylab.org/terraclimate.html.
2 NASA-MOD16A2 v006: https://lpdaac.usgs.gov/products/mod16a2v006/.

3 Grande: https://code.earthengine.google.com/488203c5bdca8d732a-3bb71cbf6d743c.
4 Paranaíba: https://code.earthengine.google.com/e262805899d7cb7b-563389f242bf9574.
5 São Francisco: https://code.earthengine.google.com/5ff192c3d620fc-c047aa4b4f049ca57c.
6 Cabeceira do Parnaíba: https://code.earthengine.google.com/b14ea5cb-1883053202d384aea3d8c56f.

7 Medida de distância linear entre dois pontos, comumente utilizada em análises de proximidade no geoprocessamento.

Ou seja, os pixels recebiam os valores, em metros, em função da distância que estavam da hidrografia. A resolução da imagem de Distância à Hidrografia é de 30 m e os valores em metros foram convertidos em uma escala comum de 0 a 1, adimensional, em que quanto maior o valor da distância do pixel, mais próximo do valor 1, enquanto que aqueles em contato com a rede de drenagem receberam o valor 0. Para lidar com a natureza da distribuição dos dados da Distância à Hidrografia e minimizar os efeitos dos valores extremos nas análises, uma regra foi empregada para determinar o limite superior do valor da variável em cada área. Essa regra consistiu em calcular o total da soma da média mais três desvios padrões, estabelecendo assim um limite superior que permite a identificação e tratamento adequado de valores extremos.

2.2.3. DECLIVIDADE

A declividade foi utilizada na discriminação do potencial de recarga, uma vez que a infiltração tende ser maior em áreas planas do que nas declivosas, devido ao menor tempo de permanência da água sobre a superfície do solo com maior declive (FANG; SUN; TANG, 2014). O mapa de declividade foi calculado por meio do Modelo Digital de Elevação (MDE) das áreas de estudo, obtido a partir de imagens NASADEM, com resolução de 30 m (NASA JPL, 2020).

Para melhor visualização do mapa de declividade, em porcentagem, foram estabelecidas seis classes, as quais variaram de plana a escarpada, seguindo a classificação de EMBRAPA (2013) (**Quadro 2.2**). No entanto, o reescalonamento entre 0 e 1 desta variável se deu a partir do mapa de declividade em porcentagem, não em função das classes de relevo. Diferente das demais variáveis, para a Declividade a lógica do reescalonamento é inversa, ou seja, quanto menor o valor da declividade do pixel, em porcentagem, mais próximo de 1 é o seu valor reescalonado, pois neste contexto os menores valores de declividade são os mais favoráveis ao processo de recarga hídrica. Assim como para a Distância à Hidrografia, a natureza da distribuição dos dados de Declividade também é caracterizada por conter valores extremos, sendo necessário portanto empregar a mesma regra para determinar o limite superior do valor da variável em cada área.

Quadro 2.2. Classificação do relevo segundo EMBRAPA (2013).

Declividade (%)	Relevo
0 - 3	Plano
3 - 8	Suave ondulado
8 - 20	Ondulado
20 - 45	Forte ondulado
45 - 75	Montanhoso
>75	Escarpado

2.2.4. POTENCIAL PEDOHIDROLÓGICO À RECARGA HÍDRICA

As bases de dados utilizadas na elaboração do mapa de Potencial Pedohidrológico à Recarga Hídrica estão alicerçadas na interpretação pedoambiental dos diferentes solos presentes na área das respectivas bacias hidrográficas utilizadas no presente estudo. Uma importante função dos solos é a recepção, armazenamento e redistribuição do fluxo hídrico nos diferentes compartimentos da paisagem. Dessa forma, a capacidade dos solos exercerem esta função é variável conforme seus atributos morfológicos, físicos e químicos. A escolha das características utilizadas para hierarquizar as diferentes classes de solos encontradas nas áreas de trabalho, expressam o maior ou menor potencial pedohidrológico de cada tipo de solo, sendo baseadas em critérios pré estabelecidos em trabalhos relevantes como os de Schaefer et al. (2000) e Resende et al (2019).

A profundidade efetiva do solo, o tipo de estrutura (agregação), a textura, a densidade e a porosidade são características que condicionam diretamente o maior ou menor potencial pedohidrológico de cada classe de solo. Sendo assim, solos profundos bem estruturados, com baixa densidade e elevada porosidade são mais eficientes no processo de captação, armazenamento e redistribuição do fluxo hídrico, consequentemente

apresentam maior potencial pedohidrológico. A partir de critérios como estes é possível hierarquizar os solos abrangendo classes de alto potencial pedohidrológico como os Latossolos, Neossolos Quartzarênicos, Argissolos, até solos como Cambissolos, Neossolos Litólicos que possuem baixo potencial pedohidrológico. Em outras palavras, é possível estabelecer um crescente potencial no sentido Neossolos Litólicos-Cambissolos--Argissolos-Latossolos, embora alguns Neossolos, em função da natureza geológica dos substratos e do grau de intemperismo, possam oferecer potencial moderado, quando estas rochas/substratos são intensamente falhadas e fraturadas.

Os solos são um componente intrínseco às paisagens, e dessa forma, não é possível hierarquizá-los com relação ao potencial pedohidrológico somente a partir de suas características próprias. É preciso considerar a relação do solo com o material de origem, rochas ou saprolitos, bem como a posição em que estes solos se encontram na paisagem. Neste âmbito, a análise técnica para hierarquização dos solos fundamenta-se na confluência entre as características morfológicas, químicas e físicas de cada solo, atreladas ao contexto geológico e aos diferentes compartimentos do relevo na paisagem.

A partir dos mapas disponíveis de classes de solos e de geologia, para cada bacia, foram atribuídos pesos de 1 a 5, ao potencial pedohidrológico para os tipos de solos (Anexo I - Tabela I) e unidades litoestratigráficas presentes (Anexo I - Tabela II a V), sendo o maior valor do peso, atribuído ao maior potencial de recarga hídrica.

O peso final do Potencial Pedohidrológico à Recarga Hídrica é calculado pela média ponderada entre os pesos da classe de solo e do componente geológico, conforme **Equação 2.1**.

$$PPRH = 0{,}70 \times PRHS + 0{,}30 \times PRHG \quad (2.1)$$

Em que: PPRH = peso do Potencial Pedohidrológico à Recarga Hídrica; PRHS = peso do potencial de recarga hídrica do componente solo; PRHG = peso do potencial de recarga hídrica do componente geológico.

O peso do componente solo (PRHS) por sua vez foi calculado considerando a composição de cada unidade de mapeamento, com seu componente principal e associação mapeados, conforme **Equação 2.2**.

$$PRHS = 0{,}70 \times CP + 0{,}30 \times CA \quad (2.2)$$

Em que: PRHS = peso do potencial de recarga hídrica do componente solo; CP = classe de solo do componente principal, presente na unidade de mapeamento; CA = classe de solo do componente associado, presente na unidade de mapeamento.

Como exemplo, dada uma unidade de mapeamento em que o componente principal foi classificado como Latossolo Vermelho (LV), cujo peso de potencial de recarga hídrica é igual à 5 (CP = 5), e o componente associado classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA), cujo peso é igual a 3 (CA = 3), o valor do PRHS para esta unidade de mapeamento seria:

$$PRHS = 0{,}70 \times 5 + 0{,}30 \times 3$$
$$PRHS = 3{,}5 + 0{,}9$$
$$PRHS = 4{,}4$$

2.2.5. Análise Multicritério AHP para determinação das Áreas de Recarga Hídrica

Após a obtenção das variáveis escalonadas de 0 a 1, foi empregada uma análise multicritério, baseada no Processo Analítico Hierárquico (AHP) (SAATY, 1977), para hierarquizar áreas conforme o seu potencial de recarga hídrica das bacias e, posteriormente, delimitar aquelas denominadas de Área de Recarga.. Este método tem como premissa que a tomada de decisões de problemas complexos pode ser tratada por meio de uma estrutura hierárquica simples e compreensível (LI et al., 2009).

A lógica básica do AHP é organizada pela ruptura do problema em partes constituintes menores em dife-

rentes níveis e envolve três etapas: (i) desenvolver uma matriz de comparação em cada nível da hierarquia; (ii) computar os pesos para cada elemento da hierarquia; e (iii) estimar as variáveis que representem a vulnerabilidade ambiental, que devem ser levados em conta na priorização final (BOROUSHAKI; MALCZEWSKI, 2008).

Segundo Thanh e de Smedt (2012), as vantagens de se utilizar a técnica AHP são: (i) todos os tipos de informação podem ser incluídos no processo de discussão; (ii) o julgamento é estruturado para que todas as informações sejam levadas em consideração; (iii) as regras de discussão podem ser baseadas na experiência; (iv) uma vez que é alcançado um consenso, os pesos para cada fator relevante são obtidos automaticamente pelo cálculo do vetor próprio da matriz de decisão; e (v) inconsistências no processo de decisão podem ser detectadas e, portanto, corrigidas. Já a principal desvantagem da AHP é o julgamento e a classificação de fatores causais baseados na opinião de especialistas, de modo que a preferência subjetiva no ranking não pode ser evitada, pois depende da escolha pessoal e do conhecimento do analista.

O Processo Analítico Hierárquico foi escolhido como metodologia base devido à existência de múltiplas variáveis e da necessidade de criar camadas individuais que, posteriormente, foram analisadas em conjunto. Foi realizado uma comparação par-a-par entre as quatro variáveis envolvidas, utilizando pontuações com base na sua importância relativa. A definição dos pesos de cada um dos critérios foi realizada ao longo do trabalho, por meio da consulta a especialistas das áreas de recursos hídricos, pedologia, geologia, dentre outras associadas ao meio físico, além da consulta à literatura especializada. No **Quadro 2.3** são apresentadas as intensidades de importância relativa, de acordo com o método AHP.

Se duas variáveis forem de igual importância, o valor de 1 é dado na comparação, no entanto, se há importância absoluta de uma variável sobre a outra, é atribuído o valor 9 na comparação. Foi gerada então uma matriz de comparação entre as variáveis Balanço Hídrico Climatológico, Distância à Hidrografia, Declividade e Potencial Pedohidrológico à Recarga Hídrica e um vetor de prioridade foi computado, denominado autovetor normalizado da matriz. Isso é feito dividindo-se cada uma das colunas pela sua soma correspondente.

Quadro 2.3. Escala de comparação de pares da AHP (Saaty, 1977).

Intensidade da importância relativa	Definição
1	Igual importância
3	Fraca importância de um sobre o outro
5	Importância forte ou essencial
7	Importância demonstrada
9	Importância absoluta
2, 4, 6	Importância intermediária entre dois critérios adjacentes

A estimativa da importância relativa dos atributos foi, portanto, obtida por meio da média dos valores de cada linha da matriz. No **Caderno Resultado**, na seção relacionada aos resultados da Área de Recarga da cabeceira de cada bacia, são apresentadas as matrizes de comparação e os pesos finais associados a cada variável componente.

2.3. ÍNDICE DE VULNERABILIDADE AMBIENTAL - IVA

A avaliação da vulnerabilidade ambiental em uma bacia hidrográfica é fundamental para a sua gestão, pois permite a identificação de áreas ou recursos em risco e as ameaças impostas pela diminuição ou perda de tais recursos (WANG; LIU; YANG, 2008). O estudo da vulnerabilidade ambiental pode fornecer informações cruciais para que os tomadores de decisão possam priorizar áreas para alocação de recursos financeiros para implementação de medidas alternativas de redução dessa vulnerabilidade (IPCC, 2001).

Neste trabalho foi utilizada uma metodologia que associa análise multicritério e sistema de informações geográficas (SIG), permitindo mapear a vulnerabilidade ambiental nas sub-bacias selecionadas na cabeceira das quatro bacias do presente estudo, conforme

fluxograma apresentado na **Figura 2.2**. Com base na literatura, na base de dados disponíveis e nas condições edafoclimáticas , quatro variáveis foram selecionadas como principais critérios para definição da vulnerabilidade ambiental nas áreas selecionadas: 1. Adequação do Uso do Solo, 2. Área Queimada, 3. Susceptibilidade à Erosão e 4. Balanço Hídrico Quantitativo.

Cada variável foi representada por uma camada temática espacial derivada de imagens de satélite, de dados espaciais oficiais ou adaptados pela equipe de trabalho. Para a análise de decisão, os valores e classes de todos os mapas foram convertidos em uma escala comum de 0 a 1, adimensional. Desta forma, as células em um mapa com alta vulnerabilidade ambiental receberam valores padronizados próximos a 1 e as células correspondentes às áreas menos vulneráveis receberam valores padronizados próximos a 0.

Após a padronização, a importância (pesos finais) relativa dos critérios foi obtida por meio do Processo Analítico Hierárquico (AHP), e os mapas dos referidos critérios foram multiplicados em ambiente SIG, para a obtenção do mapa final do IVA. Na sequência será apresentada a descrição das fontes de dados e dos procedimentos de análise de cada uma das variáveis que foram utilizadas como critérios para definição do índice de vulnerabilidade ambiental.

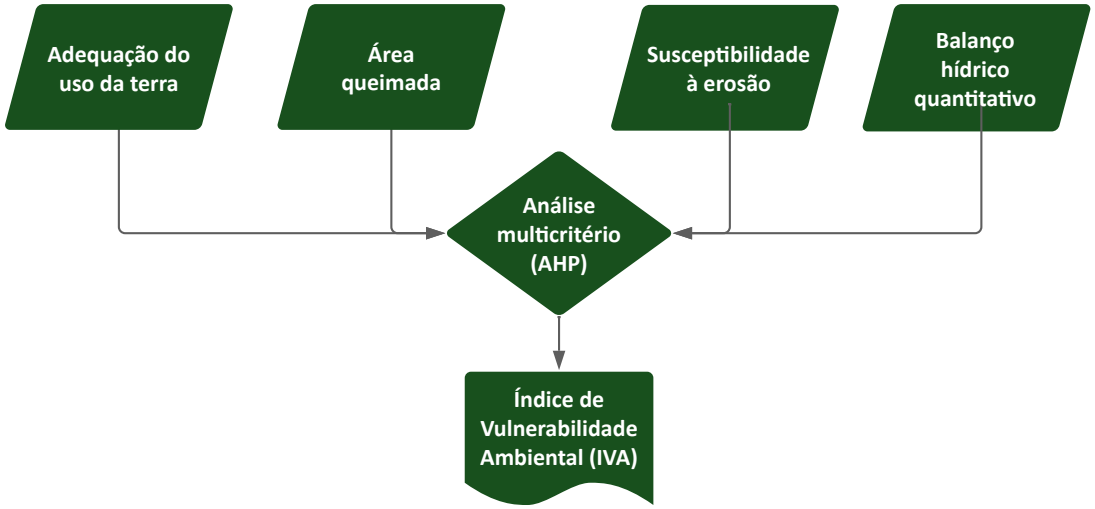

Figura 2.2. Fluxograma das etapas de elaboração do mapa do Índice de Vulnerabilidade Ambiental (IVA), para as sub-bacias selecionadas na cabeceira das quatro bacias hidrográficas do presente estudo.

2.3.1. ADEQUAÇÃO DO USO DA TERRA

A variável Adequação do Uso da Terra expressa a relação entre capacidade e intensidade de uso em uma determinada área. De um lado, a capacidade de uso da terra, indica o potencial máximo de uso da área, considerando características do solo, do relevo e as restrições legais. De outro lado, a intensidade do uso a qual a área está sendo submetida atualmente. Esta relação impacta diretamente a vulnerabilidade ambiental de uma determinada área, uma vez que em locais onde a intensidade supera a capacidade de uso suportada, existe a tendência de degradação do meio físico e biótico com potencial de danos por vezes de difícil reversão, resultando na inviabilidade de utilização da área.

Portanto, a adequação do uso da terra foi utilizada a fim de identificar áreas em que os usos e coberturas estão em acordo ou desacordo com o indicado pela capacidade de uso da terra segundo o sistema de classificação da capacidade de uso da terra desenvolvido por Lepsch et al. (2015). A adequação do uso da terra foi estimada a partir da comparação do mapa de capacidade de uso da terra e da intensidade de uso exercida pelo uso e cobertura atual.

Nos subitens a seguir, serão descritos os métodos para determinação da Capacidade e Intensidade de Uso da Terra, que foram as bases para realizar o mapeamento

da Adequação do Uso da Terra em cada cabeceira das bacias hidrográficas selecionadas.

2.3.1.1. Capacidade de Uso da Terra

O conceito de "Capacidade de Uso da Terra" fundamenta-se em estabelecer qual é o maior potencial de utilização do solo com o mínimo risco de degradá-lo. Pois, a degradação dos solos implica na perda de funcionalidade, e consequentemente na capacidade que o solo tem em prover benefícios ecossistêmicos. Considerando que o solo é um dos principais reguladores de parte dos serviços ecossistêmicos (Adhikari; Hartemink, 2016), o planejamento territorial pode atenuar as externalidades negativas associadas à mudança de uso e cobertura, assim como identificar áreas em que os usos e coberturas apresentam-se como vetores de degradação ambiental mais intensa.

A capacidade de uso da terra é uma metodologia utilizada para fins de planejamento conservacionista, visando classificar os solos em relação à intensidade com que a terra pode ser utilizada sem que ocorra a redução da sua capacidade produtiva em decorrência da erosão do solo (LEPSCH et al., 2015; PRUSKI, 2009). As classes de capacidade de uso e manejo da terra seguem uma ordem crescente de limitação, variando de I a VIII, sendo as terras da Classe I, aquelas que apresentam maior resiliência frente a usos mais intensivos e as terras da Classe VIII, aquelas com menor resiliência e consequentemente destinadas a usos menos intensivos. A determinação da classe da capacidade de uso da terra é produto, portanto, de uma análise integrada das características intrínsecas aos solos, ao relevo (LEPSCH et al., 2015; RIO GRANDE DO SUL, 1979) e aos aspectos legais de proteção da vegetação nativa, conforme apresentado no **Quadro 2.4**.

Quadro 2.4. Classes de capacidade de uso da terra.

Classe	Descrição
I	Terras próprias para todos os usos, inclusive para cultivos agrícolas intensivos, sem necessitar de práticas intensivas de conservação.
II	Terras próprias para culturas com práticas simples de conservação.
III	Terras próprias para culturas com práticas intensivas ou complexas de conservação.
IV	Terras próprias para culturas anuais ocasionais, cultivos perenes limitados e culturas em rotação com pastagens, florestas e proteção de fauna e flora silvestre.
V	Terras com pouco ou nenhum risco de erosão, mas com limitações impraticáveis de serem removidas, o que limita muito a sua utilização, sendo, por isso, mais apropriadas para pastagens, reflorestamento ou vida silvestre.
VI	Terras com limitações severas, geralmente inadequadas para cultivos e uso limitado para pastagens, florestas cultivadas ou nativas para refúgio de flora e fauna silvestre.
VII	Terras com limitações muito severas, inadequadas para lavouras e de uso restrito para pastagens, florestas cultivadas e refúgio de flora e fauna silvestre.
VIII	Terras com limitações que impedem seu uso para qualquer atividade agrícola, restringindo-as à recreação e/ou proteção da flora e fauna silvestres ou ainda armazenamento de águas (represamentos).

Com relação ao solo, o enquadramento foi realizado a partir do agrupamento das unidades pedológicas no segundo nível categórico (grandes grupos), do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2018). O resultado da análise e enquadramento das classes de solo em diferentes classes de capacidade de uso, elaborada pelos especialistas em solos da equipe da UFV, baseia-se nos seguintes fatores: profundidade efetiva, textura, drenagem interna, risco de inundação e fertilidade aparente/natural (**Quadro 2.5**).

Quadro 2.5. Classes de capacidade de uso da terra relacionadas às classes de solo.

Classe de Solo	Código da classe	Classe de Capacidade de Uso
CAMBISSOLO HÚMICO	CH	7
CAMBISSOLO HÁPLICO	CX	7
PLINTOSSOLO PÉTRICO	FF	7
PLINTOSSOLO HÁPLICO	FX	5
GLEISSOLO MELÂNICO	GM	8
GLEISSOLO HÁPLICO	GX	8
LATOSSOLO AMARELO	LA	2
LATOSSOLO VERMELHO AMARELO	LVA	2
LATOSSOLO VERMELHO	LV	2
NITOSSOLO VERMELHO	NV	3
ARGISSOLO VERMELHO AMARELO	PVA	3
ARGISSOLO VERMELHO	PV	3
NEOSSOLO LITÓLICO	RL	8
NEOSSOLO QUARTZARÊNICO	RQ	5
NEOSSOLO FLÚVICO	RY	1
LUVISSOLO CRÔMICO	TC	3

Em relação ao relevo, a declividade, que é o parâmetro que interfere mais fortemente no balanço entre a água que infiltra ou escoa superficialmente no solo, foi subdividida em 8 intervalos de classes (**Quadro 2.6.**), conforme proposto por Monteiro et al. (2018).

Quanto aos aspectos legais, foram consideradas as limitações de uso em Áreas de Preservação Permanente (APPs) hídricas (nascentes e cursos d'água) e de Reserva Legal (áreas autodeclaradas no Cadastro Ambiental Rural - CAR), impostas pela Lei de proteção da vegetação nativa (Lei 12.651/2012), sendo atribuídas a essas áreas a capacidade de uso Classe VIII.

A capacidade de uso da terra foi então definida como aquela correspondente ao fator limitante entre os critérios relacionados ao solo, ao relevo e aos aspectos legais, ou seja, para uma determinada área, o valor de capacidade de uso corresponde ao maior valor de classe de capacidade apresentado para os três critérios.

Quadro 2.6. Intervalos atribuídos às classes de declividade para obtenção da capacidade de uso da terra.

Valores de Declividade (%)	Classe de Capacidade de Uso
0-2	I
2-5	II
5-10	III
10-20	IV
20-30	V
30-45	VI
45-70	VII
>70	VIII

2.3.1.2. Intensidade de Uso da Terra

Para o mapeamento de uso e cobertura do solo das áreas selecionadas foram utilizados dados secundários obtidos da Coleção 6 do Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil, o MapBiomas, publicada em agosto de 2021, a qual apresenta dados de uso e cobertura do solo até 2020 (MAPBIOMAS, 2021). A variável uso e cobertura indica como o solo está sendo usado e pode ser considerada um indicador de intensidade atual de uso, quando as classes de usos são associadas a diferentes pesos. Desta forma, a classe de intensidade de uso da terra atual foi definida a partir do mapa de uso e cobertura atual (CUA), conforme classificação indicada no **Quadro 2.7**.

Quadro 2.7. Classes de intensidade de uso da terra atual

Uso e Cobertura	Classe de Intensidade de Uso
Formação Florestal	VIII
Formação Savânica	VI
Silvicultura	VI
Outras Formações Não Florestais	VIII
Campo Alagado e Área Pantanosa	VIII
Formação Campestre	VIII
Pastagem	III
Agricultura	II
Mosaico de Usos	II
Área Urbanizada	I
Outras Áreas não Vegetadas	I
Mineração	I
Afloramento Rochoso	VIII
Corpo D'água	VIII

De forma complementar e sem impacto no processamento da variável, a qualidade da classificação do uso e cobertura do solo, elaborada pelo MapBiomas, foi avaliada com o objetivo de se conhecer a assertividade do mapeamento em relação à realidade de campo, amostrada em cada área selecionada para o presente estudo. Para isso, durante os percursos de campo foram realizados registros fotográficos georreferenciados, terrestres e aéreos, com descrição das características observadas em campo, documentação de perfil de solos e coleta de pontos de controle terrestre (**Quadro 2.8**) para identificação das diferentes classes de uso e cobertura do solo, utilizando o modo navegação do Google Earth Pro e aparelho receptor GNSS.

Quadro 2.8. Quantidade de pontos de controle terrestre, coletados nas campanhas de campo nas áreas das sub-bacias da cabeceira de cada bacia selecionada.

Bacia estudada	Quantidade de pontos de controle terrestre coletados
Grande	380
Paranaíba	333
São Francisco	317
Parnaíba	728

Quadro 2.9. Intervalos de valores e interpretação do Índice Kappa.

Coeficiente Kappa	Nível de Concordância
< 0,00	Não existe Concordância
0,01 - 0,20	Concordância Mínima
0,21 - 0,40	Concordância Razoável
0,41 - 0,60	Concordância Moderada
0,61 - 0,80	Concordância Substancial
0,81 - 1,00	Concordância Perfeita

Fonte: Adaptado de Landis e Koch (1977).

Estes dados permitiram realizar a avaliação da performance do modelo MapBiomas para as regiões estudadas, através da matriz de confusão, comparando os valores preditos com os valores observados. Como métricas para avaliação do modelo foram utilizados o índice Kappa e a exatidão global (CONGALTON, 1991). Os valores de Kappa obtidos foram classificados conforme proposto por Landis e Kock (1977), de acordo com o **Quadro 2.9**.

2.3.1.3. Relação entre Capacidade e Intensidade de Uso da Terra

A partir da classe capacidade de uso da terra (CCU) e da intensidade de uso exercida pelo uso e cobertura atual (CUA), obtidos anteriormente, determinou-se o número de classes excedentes (NCE) que representa o quanto o solo está sendo utilizado em relação à sua capacidade (**Equação 2.3**).

$$NCE = CCU - CUA \quad (2.3)$$

Em que NCE = número de classes excedentes, adimensional; CCU = classe de capacidade de uso do solo, adimensional; e CUA = classe associada ao uso e cobertura (intensidade de uso exercido sobre a terra), adimensional.

Como existem oito classes de capacidade de uso da terra no sistema de classificação utilizado, a equação permite obter resultados que variam de 7 a -7, sendo que resultados positivos, negativos e nulos indicam, respectivamente, que o solo está sendo utilizado acima, abaixo e de acordo com sua capacidade de uso e manejo. Os valores negativos foram convertidos em nulos, por não serem áreas prioritárias e os valores das classes de adequação de 0 a 7 foram convertidos em uma escala de 0 a 1, a fim de padronização com os demais mapas utilizados na análise multicritério AHP.

2.3.2. ÁREA QUEIMADA

O fogo pode ser extremamente prejudicial para ecossistemas sensíveis, como a Mata Atlântica, ao passo que mantém a estrutura e composição dos ambientes de Cerrado. Isso porque, historicamente, as espécies de floresta de Mata Atlântica não foram submetidas a incêndios recorrentes que exigissem adaptações fisiológicas e estruturais de sobrevivência. Enquanto no Cerrado, o fogo é um componente natural que molda a evolução das espécies há milhares de anos (BERLINCK; BATISTA, 2020).

Apesar de ser um componente natural do Cerrado, o intenso processo de antropização dos ambientes alterou as origens do fogo e sujeitou os ecossistemas a frequências e intensidades de perturbação às quais as espécies provavelmente não estão adaptadas (BOWMAN et al., 2011). Portanto, a queimada se caracteriza como uma fonte relevante de degradação do ambiente em bacias hidrográficas com avançado processo de antropização, como é o caso das bacias dos rios Grande, Paranaíba e São Francisco, ou em processo de expansão da antropização como é o caso da região do MATOPIBA[8] na cabeceira da bacia do rio Parnaíba (BOLFE et al., 2016). Desta forma, estudar e avaliar as ocorrências de queimadas nestas bacias é fundamental para mitigar os impactos sobre a fauna, a flora e as propriedades dos solos.

As queimadas foram avaliadas através dos mapas de cicatrizes de fogo do Brasil para o período de 2011 a 2020, desenvolvidos pelo MapBiomas, a partir de imagens dos satélites Landsat, com resolução espacial de 30 metros, disponível no site[9] do projeto. O mapa de

8 "A expressão Matopiba resulta de um acrônimo criado com as iniciais dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia. Identifica uma região caracterizada por forte expansão agropecuária, sobretudo nas últimas décadas." Disponível em: Geomatopiba - Portal Embrapa.
9 https://mapbiomas.org/metodo-mapbiomas-fogo-1

cicatrizes de fogo de cada ano foram somados para avaliar a recorrência das queimadas no período de dez anos (2011 a 2020). Dessa forma, as áreas que não queimaram nenhuma vez no período analisado receberam valor zero e as demais áreas, que queimaram pelo menos uma vez, receberam valores entre 1 e 10, dependendo do número de anos em que as queimadas se repetiram no período. Posteriormente, os valores de recorrência das áreas queimadas foram convertidos em uma escala de 0 a 1, a fim de padronização com os demais mapas utilizados na análise multicritério AHP.

2.3.3. SUSCEPTIBILIDADE À EROSÃO

A atividade humana e as mudanças relacionadas ao uso da terra são as principais causas da erosão acelerada do solo, a qual tem implicações substanciais para o ciclo de nutrientes e carbono, para a capacidade produtiva da terra e, consequentemente, para as condições socioeconômicas das bacias hidrográficas (BORELLI et al., 2017). Sendo assim, para mitigar os processos erosivos é necessário o conhecimento acerca dos tipos de solos, topografia, drenagem natural ou artificial e as condições de estabilidade dos taludes, visando adequar a cobertura do solo a cada situação específica.

Nesse contexto, uma das maneiras de fornecer subsídios para a seleção de áreas prioritárias para conservação e recuperação da vegetação nativa é a utilização de mapas espacializados da erosão potencial do solo. Neste estudo, foi proposta uma metodologia para obtenção do mapa de susceptibilidade à erosão para as cabeceiras das bacias por meio da média ponderada dos mapas de erosividade da chuva, erodibilidade do solo e declividade, escalonados de 0 a 1. De acordo com as características das cabeceiras, com a expertise dos membros da equipe, e de simulações realizadas com diferentes combinações de pesos, foram considerados os pesos apresentados na **Equação 2.4**, em que a erodibilidade do solo tem importância duas vezes maior que os demais parâmetros considerados no cálculo da susceptibilidade à erosão (SE).

$$SE = (0{,}5 \times K) + (0{,}25 \times R) + (0{,}25 \times S) \quad (2.4)$$

Em que: SE = susceptibilidade à erosão; R = mapa do fator erosividade da chuva; K = mapa do fator erodibilidade do solo; e S= mapa de declividade, todos reescalonados para a escala de 0 a 1.

2.3.3.1. Erosividade da Chuva (R)

A erosividade da chuva expressa a capacidade da chuva, esperada em uma determinada localidade, de causar erosão em um solo descoberto (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). Ela está relacionada ao impacto das gotas que, devido à sua energia cinética, quebram os agregados do solo, tornando-os mais leves e susceptíveis ao arraste pelo escoamento superficial. O mapa de erosividade da chuva foi obtido pela soma dos valores mensais dos índices de erosão (R), o qual foi calculado com base nas equações propostas por Cecílio et al. (2021) que tinham maior proximidade com as cabeceiras das bacias e que também possuíam melhores coeficientes de ajuste (R^2) (**Quadro 2.10**). Os dados de precipitação necessários para aplicação das referidas equações foram obtidos com a precipitação do TerraClimate referentes ao período de 2001 a 2020. O código utilizado no cálculo e download das imagens das precipitações médias mensais para cada uma das bacias no período analisado está disponível via link[10].

10 https://code.earthengine.google.com/4cf00060f7890361af5bae-e1d9150157

Quadro 2.10. Equações utilizadas para o cálculo dos índices de erosão médios mensais.

Bacia	Estação do INMET	UF	Equação	R^2
Paranaíba	Presidente Olegário	MG	$R = 24.316(p^2/P) + 237.47$	0,8899
Parnaíba	Itaguatins	TO	$R = 30.164(p^2/P) + 242.69$	0,8678
Grande	Ibituruna	MG	$R = 24.081(p^2/P) + 191.36$	0,9227
São Francisco	Fazenda Laranjeiras	MG	$R = 20.411(p^2/P) + 181.45$	0,9336

Em que: R = média mensal do índice de erosão, em $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}$; p = precipitação média mensal, em mm; P = precipitação média anual, em mm.

Posteriormente, o mapa foi reescalonado de 0 a 1, para padronização de escala com os demais mapas componentes da susceptibilidade à erosão.

2.3.3.2. Erodibilidade do Solo (K)

A erodibilidade do solo representa a susceptibilidade que um determinado tipo de solo apresenta aos processos erosivos, ou seja, a facilidade com que as partículas do solo são desprendidas e transportadas pelo impacto das gotas de chuva e pelo escoamento superficial (DURÃES; MELLO, 2016; MORAIS; SALES, 2017). Essa característica está relacionada com as propriedades físicas do solo como, por exemplo, textura, estrutura, densidade e permeabilidade; assim como com as propriedades químicas, biológicas e mineralógicas dos solos (SALOMÃO, 2005).

O mapa de erodibilidade do solo das áreas das cabeceiras foi obtido por meio da análise das classes de solos existentes, ponderadas pelas unidades litológicas dos mapas de geologia segundo os mapas do IBGE (2018), sendo admitidos valores de susceptibilidade variando de 1 a 5, conforme as Tabelas I a V do Anexo I. A atribuição desses valores foram baseados nos critérios de avaliação do potencial de erosão dos diferentes solos brasileiros propostos por Schaefer (2000) e Resende et al. (2019). O peso final da erodibilidade do solo foi calculado pela média ponderada entre os pesos da classe de solo e do componente geológico, conforme **Equação 2.5**.

$$K = 0{,}60 \times PKS + 0{,}40 \times PKG \quad (2.5)$$

Em que: K = fator erodibilidade do solo; PKS = peso do componente solo no fator erodibilidade do solo; PKG = peso do componente geológico no fator erodibilidade do solo.

O peso do componente solo no fator erodibilidade do solo por sua vez foi calculado considerando a composição de cada unidade de mapeamento, com seu componente principal e associação mapeados, conforme **Equação 2.6**.

$$PKS = 0{,}70 \times CP + 0{,}30 \times CA \quad (2.6)$$

Em que: PKS = peso do componente solo no fator erodibilidade do solo; CP = classe de solo do componente principal, presente na unidade de mapeamento; CA = classe de solo do componente associado, presente na unidade de mapeamento.

Como exemplo, dada uma unidade de mapeamento em que o componente principal foi classificado como Latossolo Vermelho (LV), cujo peso de erodibilidade é igual à 1 (CP = 1), e o componente associado classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA), cujo peso é igual a 3 (CA = 3), o valor do PKS para esta unidade de mapeamento seria:

$$PKS = 0{,}70 \times 1 + 0{,}30 \times 3$$

$$PKS = 0{,}7 + 0{,}9$$

$$PKS = 1{,}6$$

Após a multiplicação dos mapas de vulnerabilidade das unidades pedológicas e das unidades geológicas aos processos erosivos, o mapa resultante, correspondente à susceptibilidade dos solos à erosão (erodibilidade do solo), foi reescalonado de 0 a 1, para padronização de escala com os demais mapas dos fatores da susceptibilidade a erosão.

2.3.3.3. Declividade (S)

O relevo representa outro aspecto de fundamental importância ao entendimento e à quantificação do processo erosivo, sendo a declividade e o comprimento da encosta, as principais variáveis do relevo relacionadas à erosão. Quanto maior a declividade do terreno, sob as mesmas condições de solo e precipitação, menor será o volume de água que efetivamente se infiltrará no solo e, consequentemente, maior o volume e a energia associada ao escoamento (VALLADARES et al., 2012).

A influência do relevo na susceptibilidade à erosão pode ser representada pela declividade do terreno. Neste trabalho, o mapa de declividade foi calculado por meio do Modelo Digital de Elevação (MDE) das áreas de estudo, obtido a partir de imagens NASADEM com resolução de 30 m (NASA JPL, 2020), conforme descrito no item 2.2.3

Declividade. Posteriormente, esse mapa foi reescalonado de 0 a 1, para padronização de escala com os demais mapas componentes da susceptibilidade à erosão.

2.3.4. BALANÇO HÍDRICO QUANTITATIVO

O balanço hídrico quantitativo é de fundamental importância para o diagnóstico do nível de comprometimento hídrico das bacias hidrográficas, sendo realizado no Brasil por trecho de rio e por microbacia pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). Seu papel é identificar quanto da disponibilidade hídrica está sendo utilizada para atendimento de usos consuntivos. Isso é dado pela razão entre a demanda e a oferta e é apresentado em termos de percentuais de comprometimento.

A demanda corresponde ao somatório das estimativas de vazão de retirada para os diversos usos consuntivos setoriais, associadas ao seu local de utilização e sem distinção entre usos superficiais e subterrâneos. Exceção se aplica ao abastecimento urbano, cuja vazão foi associada ao ponto de captação, e apenas a parcela superficial foi contabilizada. A oferta, por sua vez, corresponde a uma vazão de alta garantia, definida como disponibilidade hídrica, e agrega a vazão Q95 e o acréscimo de garantia oferecido pelos reservatórios, de acordo com seu modo de operação (ANA, 2022).

Os dados atuais distribuídos nas microbacias da BHO2017[11] e nas Unidades de Gestão de Recursos Hídricos (UGRH)[12] foram construídos em um cenário de balanço hídrico atual, com demandas de 2020. Nesse cenário, o balanço hídrico foi realizado por trecho de rio, classificando-se o nível de comprometimento hídrico dos trechos em: baixo (abaixo de 5%), mediano (5% a 30%), alto (30% a 70%), muito alto (70% a 100%), crítico (acima de 100%) e intermitente (oferta nula) (ANA, 2022).

Para utilização na análise multicritério AHP, os valores de balanço hídrico quantitativo foram convertidos em uma escala de 0 a 1, a fim de padronização com os mapas da demais variáveis, sendo que o valor 1 foi atribuído às sub-bacias críticas e o valor zero àquelas com baixo comprometimento.

2.3.5. ANÁLISE MULTICRITÉRIO AHP PARA DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE VULNERABILIDADE AMBIENTAL

Após a obtenção das variáveis ambientais escalonadas de 0 a 1, foi empregada uma análise multicritério para determinar o Índice de Vulnerabilidade Ambiental (IVA), metodologia baseada no Processo Analítico Hierárquico (AHP) (SAATY, 1977), conforme descrito no item 2.2.5.

2.4. ÍNDICE DE VULNERABILIDADE SOCIAL - IVS

A incorporação da dimensão social e econômica na definição de áreas para recuperação ambiental e implantação de projetos de recomposição florestal tem sido destacada como fundamental para que os resultados das ações sejam sustentáveis e duradouros. A opção pela utilização de índices de vulnerabilidade social na definição de áreas prioritárias para ações de prevenção, enfrentamento ou mitigação de situações de risco ambiental de comunidades ou povoamentos, está alicerçada na ampla reflexão conceitual e metodológica sobre o tema da "vulnerabilidade".

Assim, planejar ações que tenham como foco o impacto na condição ambiental de determinada região ou território traz a necessidade de pensar como essas ações influenciam no bem-estar das pessoas que ali vivem, seja no que tange à qualidade de serviços ou nos benefícios associados às novas fontes de renda e trabalho, investimentos em saúde, educação e saneamento, entre outros. Nesse sentido, existem diversos índices utilizados internacionalmente para discutir a qualidade de acesso a serviços e bem-estar das pessoas, como o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH),

11 BHO2017 é a Base Hidrográfica Ottocodificada (BHO) Multiescalas do Brasil, versão 2017, que contém apenas os cursos d'água com área de drenagem maior ou igual a 5 km² e todos os cursos d'água de domínio federal, independentemente de sua área de drenagem.
12 As Unidades de Gestão de Recursos Hídricos em território nacional foram definidas a partir da agregação das áreas de contribuição hidrográfica, comumente denominadas ottobacias, da BHO2017.

definido e proposto pelo Banco Mundial; ou outros índices que medem a vulnerabilidade de comunidades, como os Índices de Vulnerabilidade Socioeconômica, proposto por Ahsan e Warner (2014) ou os estudos delineado por Salgado et al. (2014); Cutter et al (2003); Avila-Vera, Rangel-Blanco e Picazzo-Palencia (2020).

O Índice de Vulnerabilidade Social (IVS) demonstra ser metodologicamente adequado, pois auxilia na compreensão da distribuição dos riscos e das perdas potenciais, ou seja, a relação existente entre as populações vulneráveis e os ambientes naturais e sociais onde vivem, possibilitando, assim, a definição das regiões onde a realização de ações pode ter resultados mais efetivos e de maior impacto positivo no bem-estar das pessoas. Assim, o Índice de Vulnerabilidade Social é uma clara referência na formulação de políticas e ações que pretendem ter foco na equidade, de forma a diminuir as desigualdades locais.

O IVS permite a identificação de situações indicativas de exclusão e vulnerabilidade sobrepostas, uma vez que são articuladas dimensões distintas no que se refere às condições de acesso a serviços, renda e trabalho e questões sociais, como educação e composição etária, as quais podem ser localizadas espacialmente com a utilização de Sistemas de Informação Geográfica - SIG (COSTA; MARGUTI, 2015). O que se pretende com essa abordagem, portanto, é ultrapassar a mera constatação e identificação da pobreza, de forma que o índice possa evidenciar as especificidades e necessidades locais.

Neste trabalho foi desenvolvida uma metodologia com base na distribuição das informações por setores censitários, para mapear e classificar a vulnerabilidade social em quatro importantes cabeceiras de bacias hidrográficas do país, totalizando 298 municípios e 9.145 setores censitários. O setor censitário é definido como a menor unidade territorial, localizada em área rural ou urbana (IBGE, 2011), cuja área é contínua e sua dimensão adequada à operação de pesquisas. Esse nível de detalhamento das informações permite fugir das generalizações que ocorrem quando se trabalha a nível de município, demonstrando a heterogeneidade existente dentro dos municípios.

O IVS foi estruturado na forma de uma "árvore" de decisão, onde informações socioeconômicas, demográficas e da estrutura rural de cada setor censitário são correlacionadas em componentes principais, que representam aspectos distintos da vulnerabilidade social, para compor, ao final, o Índice de Vulnerabilidade Social - IVS. Tomaram-se como base, na escolha dos subíndices, tanto a literatura que trata do tema da vulnerabilidade social quanto às condições locais das quatro cabeceiras das bacias estudadas (CUTTER et al., 2003; COSTA; MARGUTI, 2015; FUNDAÇÃO RENOVA, 2018; BRASIL, 2020). O fluxograma que ilustra o cálculo do IVS é apresentado na **Figura 2.3**.

Foram selecionadas 28 (vinte e oito) variáveis, que representam aspectos socioeconômicos, demográficos e de estrutura dos estabelecimentos rurais, para um total de 9.145 setores censitários distribuídos entre os municípios que compõem as cabeceiras (**Quadro 2.11**). No entanto, para cada bacia hidrográfica, um conjunto diferente de variáveis com base na especificação de cada bacia hidrográfica é listado entre as 28 variáveis (para mais informações, consulte o caderno Resultados). Dessas variáveis, seis apresentam características da dimensão "capital humano", outras cinco da "infraestrutura e moradia", quatro da dimensão "renda" e seis retratam a "infraestrutura rural", outras três da "área dos estabelecimentos" e quatro da dimensão "usos da terra". A escolha dessas variáveis teve como base a literatura e as condições locais da região, com foco principal no meio rural, tendo em vista a definição de áreas prioritárias para recuperação ambiental, conservação do solo e água nas cabeceiras das bacias hidrográficas.

Quadro 2.11. Relação do número de municípios e setores censitários por cabeceira das bacias hidrográficas.

Bacia	UF	Municípios	Setores censitários
Paranaíba	MG/GO	36	1.134
São Francisco	MG	100	4.311
Grande	MG/SP	129	3.262
Parnaíba	PI/MA	33	438

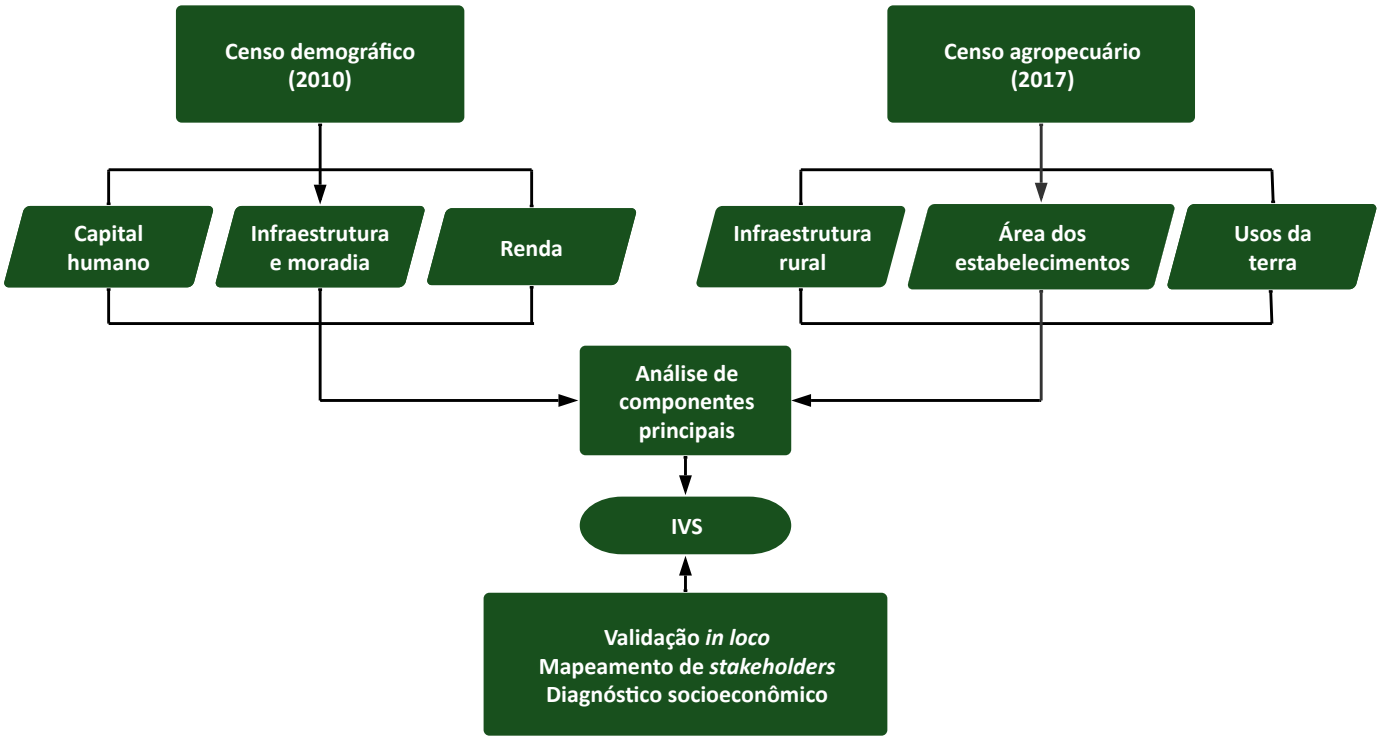

Figura 2.3. Fluxograma das etapas para criação do mapa de vulnerabilidade Social nas cabeceiras das Bacias do Rio Parnaíba, Rio São Francisco, Rio Paranaíba e Rio Grande.

2.4.1. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS PARA CONSTRUÇÃO DO ÍNDICE DE VULNERABILIDADE SOCIAL

Utilizou-se a Análise de Componentes Principais (ACP) como abordagem metodológica no cálculo do Índice de Vulnerabilidade Social (IVS). A ACP é um dos principais métodos da estatística multivariada. Este método consiste em transformar uma grande base de dados inter-relacionados em um conjunto de relações latentes (componentes principais), não-correlacionadas [para mais detalhes, consultar, por exemplo, Hair et al. (2005) ou Vieira et al. (2022)]. Os componentes principais representam combinações lineares das variáveis originais (ou normalizadas). Nesse processo, busca-se identificar um número pequeno de componentes principais que seja capaz de explicar uma parcela significativa da variação total dos dados originais. No caso do cálculo do IVS, as variáveis foram obtidas do Censo Demográfico (IBGE, 2010) e Censo Agropecuário (IBGE, 2017) e cada observação representa um setor censitário pertencente às cabeceiras das bacias hidrográficas do Rio Grande, Paranaíba, São Francisco e Parnaíba.

Como primeiro passo na aplicação da ACP, obtém-se a matriz de variância/ covariância ou matriz de correlação da base de dados. Considere que estejam sendo utilizadas p variáveis para o cálculo do IVS. Nesse caso, obtém-se uma matriz S com dimensão p x p da qual são extraídos os componentes principais.

No caso do cálculo do IVS, para realizar a ACP, utilizou-se a função **princomp( )** do *software* **R**. A função **princomp( )**, juntamente com o comando **summary( )** e argumento **loadings=TRUE**, fornece, dentre outras, as seguintes informações:

- p componentes principais, Ci, $i = 1, \ldots, p$;
- p autovalores, λ_i, $i = 1, \ldots, p$, tal que $\lambda_1 \geq \lambda_2 \geq \cdots \geq \lambda_p$;
- p vetores de pesos ou coeficientes, $a^T = [a_{i1} \quad a_{i2} \cdots a_{ip}]$, $i = 1, \ldots, p$.

Os autovalores (λ_i) são obtidos resolvendo a equação $|S\text{-}\lambda I| = 0$, onde I é a matriz identidade. Dados os autovalores, obtêm-se os vetores de pesos (ou coeficientes) a^T a partir da equação característica: $(S - \lambda I)a = 0$. O

método de Lagrange é utilizado para obter esses pesos normalizados de tal forma que $\sum_{j=1}^{p} a_{ij}^2 = 1$. Com essas informações, o componente principal i, C_i, pode ser representado pela **Equação 2.7** sendo uma combinação linear das variáveis (originais) normalizadas sob análise:

$$C_i = a_{i1}Z_1 + a_{i2}Z_2 + \cdots + a_{ip}Z_p, i = 1, \ldots p \quad (2.7)$$

De posse de todos os componentes principais, C_i, $i = 1, \ldots, p$, pode-se construir um indicador normalizado (IVS) como na **Equação 2.8**:

$$IVS = b_1C_1 + b_2C_2 + \cdots + b_pC_p \quad (2.8)$$

onde o vetor de pesos b_i é dado por:

$$b^T_{(p\times 1)} = \left(\frac{a_{ij}}{\sum a_i}\right)_{(p\times p)} \cdot \left(\frac{\lambda_i}{\sum \lambda_i}\right)_{(p\times 1)}$$

Nota-se que esse vetor de pesos é tal que $\sum b_1 = 1$.

Nesse estudo observa-se a relação entre cada componente principal e o autovalor correspondente que representa parcela da variância dos dados. Para calcular o IVS, selecionou-se um número menor de componentes principais do que o número de variáveis originais, k<p, com base nos critérios de Hair et al. (2005), que sugerem que 60% ou mais representa uma parcela significativa da variação dos dados originais para a área de ciências sociais e humanas.

No cálculo do IVS (**Equação 2.9**), para ambos (usando dados do Censo Demográfico e dados do Censo Agropecuário), selecionou-se os 3 primeiros componentes que explicaram 60% ou mais da variância total, com exceção do IVS com dados do censo agropecuário para as cabeceiras das bacias do Rio Grande e do Rio São Francisco, que consistiram em 4 e 2 componentes, respectivamente, e o IVS com dados do censo demográfico da cabeceira da bacia do Rio São Francisco com 4 componentes, ou seja:

$$IVS = b_1C_1 + b_2C_2 + \ldots + b_kC_k \quad (2.9)$$

Note que, por exemplo, quando $p > k = 3$, tem-se que:

$$\sum_{i=1}^{3} b_i < 1$$

Neste caso, deve-se corrigir esses pesos para se obter (Equação 2.10):

$$\sum_{i=1}^{3} b_i^* = 1 \quad (2.10)$$

onde b_i^*, $i = 1, \ldots, k$, representam os pesos corrigidos. Para corrigir os pesos, usamos a seguinte expressão (Equação 2.11):

$$b_j^* = \frac{1 + (k-1)b_j - \Sigma_{i=1, i\neq j}^{k} b_j}{k}, j = 1,2,\ldots,k \quad (2.11)$$

Esta correção dos pesos é fundamental para se obter o Índice de Vulnerabilidade Social com uma média ponderada dos primeiros componentes principais. Para ilustrar esta correção de pesos, suponha que os três primeiros componentes principais foram selecionados para construir um índice e que os pesos originais são b_1, b_2 e b_3. Aplicando a fórmula de correção, sabendo que $k = 3$, temos:

$$b_1^* = \frac{1 + 2b_1 - b_2 - b_3}{3}$$

$$b_2^* = \frac{1 + 2b_2 - b_1 - b_3}{3} \quad (2.12)$$

$$b_3^* = \frac{1 + 2b_3 - b_1 - b_2}{3}$$

Para evitar um eventual componente negativo no vetor de pesos b, uma outra possibilidade para definir estes pesos, conforme Vieira et al (2022), é usar a seguinte expressão (**Equação 2.13**):

$$b'_{(px1)} = \left(\frac{(aij)^2}{a'_j \cdot a_j}\right)_{(pxp)} \cdot \left(\frac{\lambda_j}{\Sigma \lambda_j}\right)_{(px1)}, i, j = 1,2,\ldots,p \quad (2.13)$$

Neste caso, os pesos obtidos são todos positivos e iguais em magnitude, ou seja, $b_1 = b_2 = \cdots = b_p = 1/p$.

Com três pesos selecionados e corrigidos, o IVS (**Equação 2.14**) será dado por:

$$IVS = b_1^*C_1 + b_2^*C_2 + b_3^*C_3 \quad (2.14)$$

O **Quadro 2.12** apresenta os critérios (pesos finais) obtidos pela Análise Componentes Principais e utilizada na obtenção do Índice de Vulnerabilidade Social das cabeceiras dos Rio Grande, Rio Paranaíba, Rio São Francisco e Rio Parnaíba. Para a obtenção do mapa final do Índice de Vulnerabilidade Social, os valores dos dois IVS (**Equação 2.9**), foram convertidos em uma escala de 0 a 1, visando padronização, para criar um conjunto de índices em um intervalo de medição semelhante, sendo que o valor 1 é atribuído a setores de vulnerabilidade muito alta e o valor 0 atribuído a vulnerabilidade muito baixa.

Quadro 2.12. Pesos corrigidos atribuídos aos componentes principais selecionados para obtenção do Índice de Vulnerabilidade Social para as cabeceiras das bacias hidrográficas dos Rio Grande, Rio Paranaíba, Rio São Francisco e Rio Parnaíba.

CABECEIRA DA BACIA RIO GRANDE			
Critério IVSCD	**Pesos finais (%)**	**Critério IVSCA**	**Pesos finais (%)**
Componente 1	0.53	Componente 1	0.25
Componente 2	0.12	Componente 2	0.25
Componente 3	0.35	Componente 3	0.25
-	-	Componente 4	0.25
CABECEIRA BACIA RIO SÃO PARANAÍBA			
Critério IVSCD	**Pesos finais (%)**	**Critério IVSCA**	**Pesos finais (%)**
Componente 1	0.34	Componente 1	0.34
Componente 2	0.33	Componente 2	0.33
Componente 3	0.33	Componente 3	0.33
CABECEIRA BACIA RIO SÃO FRANCISCO			
Critério IVSCD	**Pesos finais (%)**	**Critério IVSCA**	**Pesos finais (%)**
Componente 1	0.25	Componente 1	0.50
Componente 2	0.25	Componente 2	0.50
Componente 3	0.25	-	-
Componente 4	0.25	-	-
CABECEIRA BACIA RIO PARNAÍBA			
Critério IVSCD	**Pesos finais (%)**	**Critério IVSCA**	**Pesos finais (%)**
Componente 1	0.45	Componente 1	0.34
Componente 2	0.27	Componente 2	0.33
Componente 3	0.28	Componente 3	0.33

No caso das cabeceiras das quatro bacias hidrográficas estudadas, a faixa (intervalo) de variação do IVS com dados do Censo Demográfico e do IVS com dados Censo Agropecuário foi dividida em cinco intervalos iguais, para melhor visualização dos setores censitários conforme os diferentes níveis de vulnerabilidade. Toda a metodologia foi realizada com a utilização do *software* R versão 4.10 (R Core Team, 2022). Para validar os resultados, foi realizado reconhecimento socioeconômico nas cabeceiras das bacias obtidos através de campanhas de campo ocorridas entre os meses de fevereiro a julho de 2022, diagnósticos socioeconômicos em sites oficiais de órgãos de pesquisa disponível no **Caderno de Apêndices** e mapeamento dos stakeholders, sendo essas ferramentas fundamentais para validar se as tipologias determinadas no cálculo do IVS refletem a realidade dos setores censitários.

2.5. ÍNDICE DE VULNERABILIDADE SOCIOAMBIENTAL - IVSA

Para calcular o Índice de Vulnerabilidade Socioambiental (IVSA) das sub-bacias da cabeceira das quatro bacias, foi realizada a média ponderada entre o Índice de Vulnerabilidade Ambiental (IVA) e o Índice de Vulnerabilidade Social (IVS). O peso da ponderação entre o IVA e o IVS foi definido após testes com vários cenários, levando em consideração a literatura sobre o tema (SAATY; VARGAS, 2000; 2006), a experiência da equipe em trabalhos similares e o reconhecimento socioambiental nas sub-bacias, realizado por meio de campanhas de campo da equipe da UFV.

O mapa do IVSA também varia de 0 a 1, assim como os mapas de IVA e IVS. Para classificação temática, o mapa do IVSA foi dividido em cinco categorias de vulnerabilidade (Muito Baixo, Baixo, Médio, Alto e Muito Alto) usando o método Quantile, que divide os valores em intervalos de tamanho igual. Desta forma, a vulnerabilidade socioambiental de cada cabeceira é relativa à distribuição de seus valores, sendo que cada classe corresponde à área equivalente a 1/5 da área total. Como exemplo, a classe de IVSA Muito Alto representa os 20% da área da sub-bacia mais vulnerável, ou seja, com os maiores valores do IVSA.

2.6. DETERMINAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RECUPERAÇÃO AMBIENTAL NAS ÁREAS DAS CABECEIRAS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS GRANDE, PARANAÍBA, SÃO FRANCISCO E PARNAÍBA

A determinação das áreas prioritárias para a recuperação ambiental em cada cabeceira baseou-se no mapa temático do Índice de Vulnerabilidade Socioambiental (IVSA). As áreas classificadas como IVSA Alto e Muito Alto foram consideradas prioritárias e subdivididas em classes de Alta e Muito Alta prioridade, de acordo com a sua respectiva classificação no IVSA.

Em seguida, essas áreas prioritárias foram divididas em dois grupos, com base no mapeamento da Área de Recarga Hídrica de cada cabeceira. As áreas prioritárias localizadas em locais com maior potencial de recarga hídrica foram chamadas de Áreas Prioritárias Associadas à Recarga Hídrica. Por outro lado, as áreas que se sobrepõem com as zonas mapeadas com menor potencial de recarga hídrica foram denominadas como Áreas Prioritárias Dissociadas à Recarga Hídrica. A distinção da localização das áreas prioritárias em relação ao potencial de recarga hídrica foi estabelecida para permitir identificar onde as ações de recuperação potencialmente terão maior ou menor efeito sobre a recarga de água no sistema.

Outros agrupamentos das áreas prioritárias foram utilizados com base na localização (aspectos legais) e no uso do solo: 1. Áreas de Preservação Permanente hídricas 2. Reserva Legal; 3. Pastagem em Recarga e 4. Agricultura em Recarga (**Figura 2.4**). Para as duas primeiras, foi adotada a distinção entre áreas associadas e dissociadas à recarga hídrica, enquanto que para os grupos 3 e 4 foram selecionadas apenas as áreas associadas à recarga hídrica. Identificar as áreas prioritárias em relação aos aspectos legais e ao uso do solo atual pode auxiliar no dimensionamento e planejamento das ações de mitigação e recuperação ambiental nas áreas das sub-bacias. Destaca-se que, no fim do processamento das áreas prioritárias, adotou-se o critério de área mínima de 10 ha, para evitar a seleção de fragmentos de dimensões reduzidas.

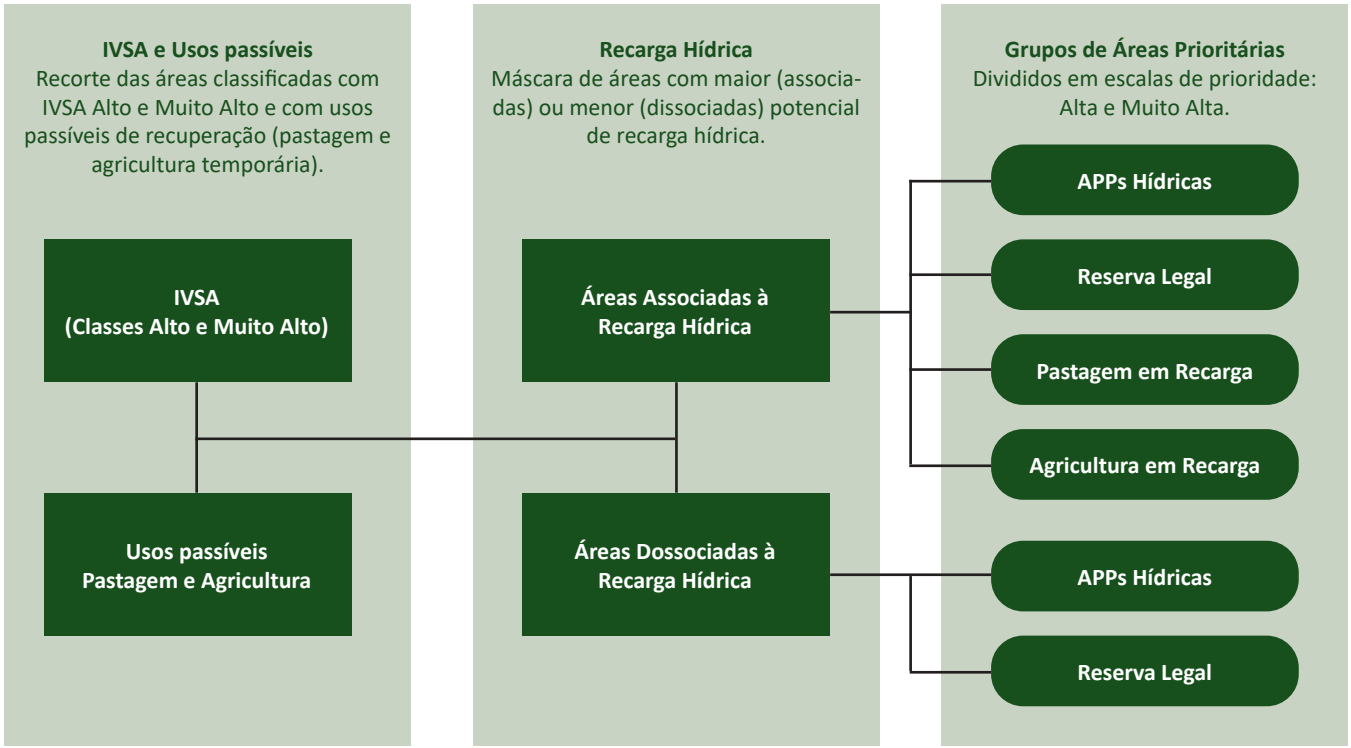

Figura 2.4. Fluxograma resumido da determinação das áreas prioritárias na cabeceira das bacias hidrográficas selecionadas.

2.7. AUTOMATIZAÇÃO DA METODOLOGIA

A automatização da metodologia de priorização de áreas para recuperação ambiental proposta neste projeto tem como princípios as reduções do custo do projeto, do tempo de processamento dos dados e, também, de minimizar as fontes de erros por intervenções manuais dos usuários, realizadas em diferentes etapas durante a execução da metodologia. Além disso, a automatização permitirá a produção de novos mapas das áreas priorizadas, a partir das atualizações das bases de dados utilizadas, como por exemplo, dos mapas de uso e cobertura do solo ou Balanço Hídrico Climatológico, variáveis que serão certamente alteradas em razão da dinâmica temporal inerente aos novos mapeamentos produzidos ao longo dos anos.

A redução do custo é reflexo da substituição dos processamentos realizados em softwares pagos, como o ArcGis Pro, por aqueles de uso livre, como o R e RStudio. O R é uma linguagem de programação de código aberto que, dentre outras funções, permite a análise estatística, manipulação e visualização de dados, e foi desenvolvido com base na linguagem de programação S. Enquanto o RSutdio, desenvolvido pelo grupo Posit PBC®, facilita o uso do R por meio de uma interface gráfica, tornando mais eficiente a execução dos algoritmos (*scripts*), com inclusão de comentários explicativos e da visualização rápida de tabelas de dados, de gráficos e de mapas produzidos a partir da execução do *script*. O R e o RStudio podem ser baixados gratuitamente nas páginas dos respectivos projetos: r-project[13] e na página da Posit PBC®[14].

A automatização foi baseada na estrutura de processamento construída em ambiente *Model Builder*, do ArcGis Pro (v.2.9). A construção destes modelos seguiu a sequência de processamentos para o cálculo de cada variável proposta na metodologia. Desta forma, foram selecionadas as funções no ambiente R que reproduzem os processamentos realizados no ArcGis Pro, mantendo a sequência da estrutura proposta no *Model Builder* para cada variável, sendo confrontados os resultados obtidos nos dois métodos (R e ArcGis), tanto para os processamentos intermediários, quanto para o mapa final de cada variável, buscando verificar a compatibilidade entre os resultados.

Neste sentido, foram utilizadas coleções de funções do R, denominadas de Pacotes, que são desenvolvidos pela comunidade de usuários e programadores com o objetivo de realizar tarefas específicas de análise de dados. Para este trabalho, foram utilizados os seguintes pacotes: "terra" versão 1.6-47 (HIJMANS et al., 2022), "sf" versão 1.0-9 (PEBESMA et al., 2018), "dplyr" versão 1.0.10 (WICKHAM et al., 2023), "readxl" versão 1.4.1 (WICKHAM et al., 2023), RColorBrewer versão 1.1-3 (NEUWIRTH, 2014) e "ggplot2" versão 3.4.0 (WICKHAM, 2016). Os pacotes usados no algoritmo podem ser utilizados em qualquer banco de dados, bastando, para isso, salvá-los conforme recomendado por seus respectivos autores. Contudo, foram incluídas diretrizes ao longo dos *scripts* para auxiliar nos processamentos relacionados à metodologia.

O processamento foi realizado em ambiente R, versão 4.10 (R Core Team, 2022), em computador com o sistema operacional Windows®, versão 10 e 11, processador de 4 núcleos e 32 GB de memória RAM. Para reprodução deste processamento é recomendado o uso de computador com processador de no mínimo 4 núcleos, produzido após 2019, com 32 GB ou mais de memória RAM (DRR3 ou superior) e a versão 4.10 ou superior do R.

Para auxiliar o uso dos scripts foi preparado um material suplementar a este relatório (ver **Automatização da Metodologia - Manual do Usuário**) contendo detalhadamente as etapas e ajustes necessários para a reprodução do processamento a partir da base de dados estruturada e padronizada, disponibilizada em formato digital junto com os demais dados e metadados.

13 Link para download do software R: https://cran.r-project.org/bin/windows/base/

14 Link para download do software RStudio: https://posit.co/products/open-source/rstudio/

REFERÊNCIAS

ABATZOGLOU, J. T.; DOBROWSKI, S. Z.; PARKS, S.A.; HEGEWISCH, K. C. Terraclimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958-2015. **Scientific data**, v. 5, n. 1, p. 1-12, 2018.

ADHIKARI, K.; HARTEMINK, A. Linking soils to ecosystem services - A global review. **Geoderma**, v. 262, p. 101-111, 2016.

AHSAN, N.; WARNER, J. The socioeconomic vulnerability index: A pragmatic approach for assessing climate change led risks–A case study in the south-western coastal Bangladesh. **International Journal of Disaster Risk Reductio**n, v. 8, p. 32-49, 2014.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Balanço Hídrico Quantitativo**. Brasília: ANA, 2022.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**: regiões hidrográficas brasileiras – Edição Especial. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2015.

AVILA-VERA, M.; RANGEL-BLANCO, L.; PICAZZO-PALENCIA, E. Application of Principal Component Analysis as a Technique to Obtain a Social Vulnerability Index for the Design of Public Policies in Mexico. **Open Journal of Social Sciences**, v. 8, n. 9, p. 130-146, 2020.

BERLINCK, C. N.; BATISTA, E. K. L. Good fire, bad fire: It depends on who burns. **Flora**, v. 268, p. 151-610, 2020.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 9. ed. São Paulo: Ícone, 2014.

BOLFE, É. L.; VICTÓRIA, D. D. C.; CONTINI, E.; BAYMA-SILVA, G.; SPINELLI-ARAUJO, L.; GOMES, D. Matopiba em crescimento agrícola: Aspectos territoriais e socioeconômicos. **Revista de Política Agrícola**, v. 25, n.4, p.38-62, 2016.

BOROUSHAKI, S.; MALCZEWSKI, J. Implementing an extension of the analytical hierarchy process using ordered weighted averaging operators with fuzzy quantifiers in ArcGIS. **Computers & Geosciences**, v. 34, n. 4, p. 399-410, 2008.

BORRELLI, P.; ROBINSON, D. A.; FLEISCHER, L. R.; LUGATO, E.; BALLABIO, C.; ALEWELL, C.; MEUSBURGER, K.; MODUGNO, S.; SCHÜTT, B; FERRO, V.; BAGARELLO, V.; VAN OOST, K; MONTANARELLA, L; PANAGOS, P. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. **Nature communications**, v. 8, n. 1, p. 2013, 2017.

BOWMAN, D. M.; BALCH, J.; ARTAXO, P.; BOND, W. J.; COCHRANE, M. A.; D'ANTONIO, C. M.; SWETNAM, T. W. The human dimension of fire regimes on Earth. **Journal of biogeography**, v. 38, n. 12, p. 2223-2236, 2011.

BRASIL. Relatório Final. **Metodologia e definição de áreas prioritárias para recuperação ambiental**. BRASÍLIA: MDR, 2020.

CECÍLIO, R. A.; OLIVEIRA, J. P. B.; TEIXEIRA, D. B. S.; PRUSKI, F. F.; ZANETTI, S. S. Database of rainfall erosivity factor for 141 locations in Brazil. **Latin American Data in Science**, v. 1, n. 3, p. 95-101, 2021.

CONGALTON, R. G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote sensing of environment**, v. 37, n. 1, p. 35-46, 1991.

COSTA, M.; MARGUTI, B. O. **Atlas da vulnerabilidade social nos municípios brasileiros**. Brasília: IPEA, 2015.

CUTTER, S. L.; BORUFF, B. J.; SHIRLEY, W. L. Social vulnerability to environmental hazards. **Social science quarterly**, v. 84, n. 2, p. 242-261, 2003.

DURÃES, M. F.; MELLO, C. R. Distribuição espacial da erosão potencial e atual do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí, MG. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 21, n. 4, p. 677-685, 2016.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3 ed. Brasília: Embrapa solos, 2013.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5 ed. Brasília: Embrapa solos, 2018.

FALKENMARK, M.; ANDERSSON, L.; CASTENSSON, R.; SUNDBLAD, L. A **Reflection of Land Use**. Options for Counteracting Land and Water Mismanagement. 1 ed. Stockholm: IRC International Water and Sanitation Centre, 1999.

FANG, H.; SUN, L.; TANG, Z. Effects of rainfall and slope on runoff, soil erosion and rill development: an experimental study using two loess soils. **Hydrological Processes**, v. 29, n. 11, p. 2649–2658, 2014.

FREEZY, R.; CHERRY, J. **Groundwater**. 1 ed, Prentice Hall, Englewood Cliffs, 1979.

FUNDAÇÃO RENOVA. **Definição de critérios de priorização de áreas para recuperação ambiental na Bacia do Rio Doce**. Minas Gerais: Fundação Renova, 2018.

HAIR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. **Análise multivariada de dados**. 5ª. Ed. Porto Alegre: Bookman, 2005.

HIJMANS, R. J. **Terra**: Spatial data analysis: R package version 1.6-47. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/terra/index.html>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Agropecuário de 2017**. Rio de Janeiro: IBGE, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Base de informações do Censo Demográfico 2010**: Resultados do Universo por setor censitário. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2001: The Scientific Basis**. 1. ed. New York: Cambridge Univ. Press, 2001.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159-174, 1977.

LEPSCH, I. F.; ESPINDOLA, C. R.; VISCHI FILHO, O. J.; HERNANI, L. C.; SIQUEIRA, D. S. Manual para levantamento utilitário e classificação de terras no sistema de capacidade de uso. Viçosa, MG: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 1, p. 175, 2015.

LI, L.; SHI, Z. H.; YIN, W.; ZHU, D.; NG, S. L.; CAI, C. F.; LEI, A. L. A fuzzy analytic hierarchy process (FAHP) approach to eco-environmental vulnerability assessment for the danjiangkou reservoir area, China. **Ecological Modelling**, v. 220, n. 23, p. 3439-3447, 2009.

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 6 da Série Anual de Mapas da Cobertura e Uso do Solo do Brasil**. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>.

MORAIS, R. C. S.; SALES, M. C. L. Estimativa do Potencial Natural de Erosão dos Solos da Bacia Hidrográfica do Alto Gurguéia, Piauí - Brasil, com uso de Sistema de Informação Geográfica/Estimation of the Natural Soil Erosion Potential of the Upper Gurguéia Basin, Piauí-Brazil. **Caderno de Geografia.** v. 27, n. 1, p. 84-105, 2017.

NASA JPL. **NASADEM Merged DEM Global 1 arc second V001**. Disponível em: <https://catalog.data.gov/dataset/nasadem-merged-dem-global-1-arc-second-v001>.

NEUWIRTH, E. **Simple RColorBrewer**: ColorBrewer Palettes. R package version 1.1-2, 2014. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=RColorBrewer>.

PAULA, M. B.; OSCAR, N. M. Land-use planning based on ecosystem service assessment: A case study in the Southeast Pampas of Argentina. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 154, p. 34–43, 2012.

PEBESMA, E. et al. ***sf***: Simple Features for R. 2023. R package version 1.0-9. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/sf/sf.pdf>.

PEREIRA, S.B.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D.; MATOS, A. T. Desprendimento e arraste do solo pelo escoamento superficial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, p. 423–429, 2003.

PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água**: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica. Viçosa: UFV, 2009.

R CORE TEAM. **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Disponível em: <https://www.R-project.org>.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2022. Disponível em: <https://www.r-project.org/>.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S.B.; SILVA, S.H.G. **Da Rocha ao Solo**: enfoque ambiental. Lavras: UFLA, 2019.

RIO GRANDE DO SUL. **Manual de conservação do solo**. 1. ed. Porto Alegre: Secretaria de Agricultura, 1979.

RUNNING, S. W.; MU, Q.; ZHAO, M. **MODIS/terra net evapotranspiration 8-day L4 global 500m SIN grid V061**. NASA EOSDIS Land Process. DAAC https://doi. org/10, v. 5067, 2021.

SAATY, T. L. A Scaling Method for Priorities in Hierarchical Structures. **Journal of Mathematical Psychology**, v. 15, n. 3, p. 234-281, 1977.

SAATY, T. L.; VARGAS, L. G. The Analytic Hierarchy Process: wash criteria should not be ignored. **International Journal of Management and Decision Making**, v. 7, n. 2-3, p. 180-188, 2006.

SAATY, T. L.; VARGAS, L. G. **Models, methods, concepts e applications of the Analytic Hierarchy Process–Kluwer Academic Publishers**. Boston/Dordrecht/London, 2001.

SALGADO, H., BAILEY, J., TILLER, R., DE KOK, J. AND RICHARDS, R., 2014. General model for socio-economic vulnerbaility. **OCEAN CERTAIN, FP7-ENV**, v. 6, p.1-1, 2013.

SALOMÃO, F. X. T. Controle e prevenção de processos erosivos. In: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. (Org.). **Erosão e conservação dos solos**: conceitos, temas e aplicações. 2. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005.

SCHAEFER, C. E. R.; ALBUQUERQUE, M. A.; CHARMELO, L. L.; CAMPOS, J. C. F.; SIMAS, F. B. Elementos da paisa-

gem e a gestão da qualidade ambiental. **Informe Agropecuário**. Belo Horizonte - MG, v.21, n. 202, p. 20–44, 2000.

THANH, L. N.; DE SMEDT, F. Application of an analytical hierarchical process approach for landslide susceptibility mapping in A Luoi district, Thua Thien Hue Province, Vietnam. **Environmental Earth Sciences**, v. 66, n. 7, p. 1739-1752, 2012.

VALLADARES, G. S.; GOMES, A. S.; TORRESAN, F, H.; RODRIGUES, C. A. G.; GREGO, C. R. Modelo multicritério aditivo na geração de mapas de suscetibilidade à erosão em área rural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 9, p. 1376-1383, 2012.

VASCONCELOS, V. V; MARTINS JUNIOR, P. P.; HADAD, R. M. Methodology for rapid assessment of aquifer recharge areas. **Geologia USP Série científica, São Paulo**, v. 13, n. 2, p. 6-6., 2013.

VIEIRA, W. C.; FERREIRA NETO, J. A.; ROQUE, M. P. B.; ROCHA, B. D. Using Principal Component Analysis to Build Socioeconomic Status Indices. **International Journal Of Statistics And Applications**, v. 12, p. 77-82, 2022.

WANG, S. Y.; LIU, J. S.; YANG, C. J. Eco-environmental vulnerability evaluation in the Yellow River Basin, China. **Pedosphere**, v. 18, n. 2, p. 171-182, 2008.

WICKHAM, H. **ggplot2**: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York, 2016. Disponível em: <https://ggplot2.tidyverse.org>.

WICKHAM, H. et al. **Dplyr**: A grammar of data manipulation. R package version 1.1.0. 2023. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/dplyr/index.html>.

WICKHAM, H.; BRYAN, J. **Readxl**: Read Excel Files. R package version 1.4. 2. 2023. Disponível em: <https://cran.r--project.org/web/packages/readxl/index.html>.

Anexos

ANEXO I

Tabelas de pesos dos componentes solos e geologia

Tabela I. Classificação das unidades pedológicas quanto aos potenciais de erodibilidade e de recarga hídrica, para as áreas das cabeceiras das bacias hidrográficas dos rios Grande, Paranaíba, São Francisco e Parnaíba, com base em Schaefer et al., (2000); Ward e Trimble (2003) e Resende et al. (2019).

Classe de Solo	Simbologia	Potencial Erosivo	Potencial de recarga hídrica	Classe de capacidade de uso	Cabeceira da bacia associada
CAMBISSOLO HÚMICO	CH	4	2	7	Grande
CAMBISSOLO HÁPLICO	CX	4	2	7	Grande, Paranaíba, São Francisco e Parnaíba
PLINTOSSOLO PÉTRICO	FF	3	4	7	Paranaíba, São Francisco e Parnaíba
GLEISSOLO MELÂNICO	GM	1	2	8	Grande, Paranaíba, São Francisco e Parnaíba
GLEISSOLO HÁPLICO	GX	1	2	8	Paranaíba, São Francisco e Parnaíba
LATOSSOLO AMARELO	LA	1	5	2	Grande e São Francisco
LATOSSOLO VERMELHO	LV	1	5	2	Grande, Paranaíba, São Francisco e Parnaíba
LATOSSOLO VERMELHO AMARELO	LVA	1	5	2	Grande, Paranaíba, São Francisco e Parnaíba
CHERNOSSOLO ARGILÚVICO	MT	3	3	3	Paranaíba e Parnaíba
NITOSSOLO VERMELHO	NV	3	3	3	Grande, Paranaíba e Parnaíba
ARGISSOLO VERMELHO	PV	3	3	3	Grande, Paranaíba, São Francisco e Parnaíba
ARGISSOLO VERMELHO AMARELO	PVA	3	3	3	Grande, Paranaíba, São Francisco e Parnaíba
NEOSSOLO LITÓLICO	RL	5	1	8	Grande, Paranaíba, São Francisco e Parnaíba
NEOSSOLO QUARTZARÊNICO	RQ	4	5	5	São Francisco
NEOSSOLO FLÚVICO	RY	3	2	1	Grande e São Francisco

Tabela II. Classificação das unidades litoestratigráficas quanto aos potenciais de erodibilidade e de recarga hídrica, para as áreas da cabeceira da bacia hidrográfica do rio Grande, com base em Schaefer et al., (2000); Ward e Trimble (2003) e Resende et al. (2019).

Unidades Geológicas	Sigla	Peso do Potencial de Erodibilidade	Peso Potencial de Recarga Hídrica
Complexo Amparo	A34a	3	1
Gnaisse Fernão Dias	A3cbfd	3	2
Complexo Campos Gerais	A3cg	2	1
Granitóide Rio do Amparo	A4(G)2am	2	3
Gnaisse Cláudio	A4cl	3	2
Gnaisse Candeias	A4cn	3	2
Gnaisse Itapecerica	A4ip	2	2
Suíte Ribeirão dos Motas	A4murm	5	3
Nova Lima	A4rnl	2	3
Rochas Máficas e Ultramáficas de posicionamento duvidoso	AP(B)/(N)	2	3
Complexo Lavras	APla	2	2
Rochas Metaultramáficas Arqueanas	APmu	2	3
Complexo Metamórfico Campo Belo	APPcb	5	3
Litofácies ultramáficas	APPu	3	2
Suíte Metamórfica São Bento dos Torres	APsb	2	1
Formação Pouso Alegre	C-pa	5	2
Cobertura Detrito-Laterítica Paleogênica	E3dl	2	5
Diques de rochas alcalinas	ENalk	2	3
Complexo Alcalino Passa Quatro	K(L)pq	2	2
Complexo Alcalino Itatiaia	K2(L)it	2	2
Complexo Alcalino Ponte Nova	K2(L)pn	2	2
Complexo Divinópolis	MAdi	2	2
Carandaí	MP23c	2	3
Formação Prados	MP23cp	2	3
Formação Barroso	MPba	2	3
Complexo Granito-Gnáissico Taguar	MPs(G)1lt	2	1
Sequência Lenheiro	MPtiln	5	1

continua...

...continuação

Unidades Geológicas	Sigla	Peso do Potencial de Erodibilidade	Peso Potencial de Recarga Hídrica
Sequência São José	MPtisj	5	1
Sequência Tejuco	MPtitj	2	1
Cobertura Detrito-Laterítica Neogênica	N1dl	2	5
Aluviões Holocênicos	N4a	1	5
Granito Serra da Pedra Branca	NP(G)12im	2	2
Rochas meta-ultramáficas	NP_mu	2	3
Complexo Embu	NP1e	3	1
Complexo Varginha-Guaxupé	NP2cvg	2	1
Formação Pico do Itapeva	NP3(C)i	5	3
Corpo Granito Serra do Cubatão	NP3(G)23sc	3	1
Granito Glória	NP3(G)3gl	2	3
Granito Itanhandú	NP3(G)3ita	2	3
Pedra Selada	NP3(G)3ps	3	1
Granito Serra da Onça	NP3(G)3so	2	2
Complexo Três Córregos	NP3(G)tc	2	2
Andrelândia	NPa	5	3
Carrancas	NPcar	5	3
Suíte Granitóide Embu	NPe(G)eb	2	2
Suíte Granitoide Paranapiacaba	NPp(G)p	2	3
Suíte Intrusiva Atibaia	NPs(G)at	2	1
Complexo Sorocaba	NPs(G)lso	2	1
Suíte Granitoide Socorro-Guaxupé	NPs(G)sg	2	1
Sequência Serra do Turvo	NPst	3	3
Cobertura Detrito-Laterítica Neo-Pleistocênica	NQdl	2	5
Complexo Serra da Jabitacá	PMPjb	2	2
Rochas metabásicas proterozóicas indiferenciadas	PNP(D)in	2	2
Gnaisse Alcalino Serra do Matola	PP(L)ma	3	3
Minas	PP12m	5	2

continua...

...continuação

Unidades Geológicas	Sigla	Peso do Potencial de Erodibilidade	Peso Potencial de Recarga Hídrica
Serra da Serpentina	PP1ss	5	1
Metagabro Dores de Campo	PP2(D)1dc	2	1
Gabro São Sebastião da Vitória	PP2(D)sv	2	1
Suíte Alto Maranhão	PP2(G)2am	2	2
Complexo Mantiqueira	PP2ma	2	3
Complexo Piedade	PP2pd	3	1
Granodiorito Itumirim	PP3(G)3itm	2	1
Granito Perdões	PP3(G)3p	2	2
Gnaisses Heliodora	PPah	2	1
Formação Tiradentes	PPMPit	5	1
Ortognaisse Pouso Alegre	PPpa	2	2
Complexo São Gonçalo do Sapucaí	PPsgs	3	1
Ortognaisse São Lourenço	PPslo	2	2
Suíte Serra de São Gonçalo	PPssg	2	3

Tabela III. Classificação das unidades litoestratigráficas quanto aos potenciais de erodibilidade e de recarga hídrica, para as áreas da cabeceira da bacia hidrográfica do rio Paranaíba, com base em Schaefer et al., (2000); Ward e Trimble (2003) e Resende et al. (2019).

Unidades Geológicas	Sigla	Peso do Potencial de Erodibilidade	Peso Potencial de Recarga Hídrica
Cobertura Detrito-Laterítica Paleogênica	E3dl	2	5
Serra Geral	K1(B)sg	3	2
Areado	K1ar	2	4
Complexo alcalino Catalão I e II	K2(L)c	3	1
Suíte Intrusiva Serra Salitre	K2(L)ss	3	1
Formação Marília	K2ma	2	4
Mata da Corda	K2mc	2	3
Formação Patos	K2mcp	2	2
Bauru	Kb	2	3
Paranoá	MP13pa	3	3
Unidade Conglomerática-Quartzítica	MP13pa3	3	3
Unidade Rítmica Pelito-Carbonatada	MP13pa4	5	3
Formação Serra do Landim	MP13sl	3	3
Formação Vazante-a	MP13va	3	3
Formação Vazante - b	MP13vb	3	3
Formação Chapada dos Pilões	MP1ccp	3	2
Canastra	MP1cn	5	1
Formação Paracatu	MP1cp	3	2
Cobertura Detrito-Laterítica Neogênica	N1dl	2	5
Aluviões Holocênicos	N4a	5	5
Terraços Holocênicos	N4t	5	5
Suíte Intrusiva Serra Negra	NP(G)sn	3	1
Araxá	NP12ar	4	3
Unidade A	NP12arxa	4	3
Unidade B	NP12arxb	4	3
Formação Topázios	NP13to	3	3
Formação Cubatão	NP1irv	4	3

continua...

...continuação

Unidades Geológicas	Sigla	Peso do Potencial de Erodibilidade	Peso Potencial de Recarga Hídrica
Granitos Tipo Ipameri	NP2(G)ip	3	2
Granitos Tipo Rio Piracanjuba	NP2(G)rp	3	2
Granito Sesmaria	NP2(G)sm	3	2
Granito Tambu	NP2(G)ta	3	1
Formação Lagoa Formosa	NP2blf	5	3
Paraopeba	NP2bpa	3	3
Formação Serra da Saudade	NP2bss	5	2
Formação Rio Verde	NP2irv	4	3
Sequência Metavulcano-Sedimentar Maratá	NP2mr	3	3
Suíte Rio de Janeiro	NP3(G)2rj	3	1
Sequência Metavulcanossedimentar Rio Veríssimo	NPrv	4	3
Cobertura Detrito-Laterítica Neo-Pleistocênica	NQdl	2	5
Granito Jonasa	PP2(G)j	4	1
Suíte Jurubatuba	PP2(G)ju	4	2

Tabela IV. Classificação das unidades litoestratigráficas quanto aos potenciais de erodibilidade e de recarga hídrica, para as áreas da cabeceira da bacia hidrográfica do rio São Francisco, com base em Schaefer et al., (2000); Ward e Trimble (2003) e Resende et al. (2019).

Unidades Geológicas	Sigla	Peso do Potencial de Erodibilidade	Peso Potencial de Recarga Hídrica
Complexo Bonfim	A3(G)bg	3	1
Complexo Bação	A3b	3	2
Gnaisse Fernão Dias	A3cbfd	2	3
Complexo Campos Gerais	A3cg	2	2
Pium-hi	A3phmu	3	2
Tonalito Samambaia	A4(G)2s	4	1
Granodiorito Santana do Paraopeba	A4(G)2sp	4	1
Gnaisse Cláudio	A4cl	2	2
Gnaisse Candeias	A4cn	2	2
Gnaisse Souza Noschese	A4G3no	2	1
Gnaisse Itapecerica	A4ip	2	2
Suíte Ribeirão dos Motas	A4murm	3	1
Maquiné	A4rm	3	3
Nova Lima	A4rnl	3	3
Formação Santo Amaro	A4rs	2	3
Complexo Monsenhor Isidro	AP(D)mi	3	1
Complexo Lavras	APla	2	1
Rochas Metaultramáficas Arqueanas	APmu	3	1
Formação Serra da Mamona	APsm	5	1
Metaultramáfica cromitífera	APtx	4	1
Cobertura Detrito-Laterítica Paleogênica	E3dl	1	5
Formação Juatuba	ENj	3	5
Areado	K1ar	2	4
Mata da Corda	K2mc	3	3
Complexo Belo Horizonte	MAbh	2	1
Complexo Divinópolis	MAdi	3	2
Rio das Velhas	MNArv	3	3

continua...

...continuação

Unidades Geológicas	Sigla	Peso do Potencial de Erodibilidade	Peso Potencial de Recarga Hídrica
Formação Chapada dos Pilões	MP1ccp	3	3
Canastra	MP1cn	3	3
Formação Paracatu	MP1cp	5	1
Formação Prados	MP23cp	5	2
Aluviões Holocênicos	N4a	2	5
Terraços Holocênicos	N4t	2	5
Quartzo-Monzodiorito Bom Jardim	NA(G)bj	2	3
Granitóides sin a tarditectônicos Neoarqueanos	NA(G)gst	4	2
Granito Itaúna	NA(G)it	3	2
Araxá	NP12ar	4	3
Samburá	NP23sb	3	3
Formação Lagoa Formosa	NP2blf	3	2
Lagoa do Jacaré	NP2blj	3	1
Membro Lagoa Santa	NP2bls	4	1
Paraopeba	NP2bpa	3	3
Membro Pedro Leopoldo	NP2bpl	3	2
Formação Serra de Santa Helena	NP2bsh	4	3
Formação Serra da Saudade	NP2bss	5	1
Formação Serra da Saudade Superior	NP2bsss	4	2
Formação Serra da Boa Esperança	NP2se	3	2
Formação Santo Hilário	NP3shi	2	3
Formação Sete Lagoas	NPbsl	3	1
Formação Três Marias	NPbtm	4	1
Cobertura Detrito-Laterítica Neo-Pleistocênica	NQdl	1	5
Complexo Serra da Jabitacá	PMPjb	2	2
Rochas metabásicas proterozóicas indiferenciadas	PNP(D)in	3	1
Minas	PP12m	3	3

continua...

...continuação

Unidades Geológicas	Sigla	Peso do Potencial de Erodibilidade	Peso Potencial de Recarga Hídrica
Formação Cauê	PP1c	2	3
Formação Cercadinho	PP1ce	3	1
Formação Gandarela	PP1ga	3	1
Itabira	PP1it	3	3
Caraça	PP1mc	3	3
Formação Fecho do Funil	PP1mpf	3	3
Formação Taboões	PP1mpt	3	3
Piracicaba	PP1pi	4	3
Suíte Alto Maranhão	PP2(G)2am	4	1
Itacolomi	PP2it	2	3
Grupo Sabará	PP2sa	3	3

Tabela V. Classificação das unidades litoestratigráficas quanto aos potenciais de erodibilidade e de recarga hídrica, para as áreas da cabeceira da bacia hidrográfica do rio Parnaíba, com base em Schaefer et al. (2000); Ward e Trimble (2003) e Resende et al. (2019).

Unidades Geológicas	Sigla	Peso do Potencial de Erodibilidade	Peso Potencial de Recarga Hídrica
Rochas Máficas de posicionamento duvidoso	(B)	4	3
Formação Poti	C1po	5	4
Formação Piauí	C2pi	5	4
Cobertura Detrito-Laterítica Paleogênica	E3dl	2	5
Formação Pastos Bons	J2pb	5	4
Formação Corda	J3cd	4	4
Formação Mosquito	Jm	4	2
Formação Sardinha	K1(B)s	3	2
Areado	K1ar	5	4
Formação Itapecuru	K1i	4	5
Grupo Urucuia	K2ur	4	4
Coluviões Pleistocênicos	N3c	2	5
Aluviões Holocênicos	N4a	2	5
Cobertura Detrito-Laterítica Neo-Pleistocênica	NQdl	2	5
Motuca	P3m	5	4
Formação Pedra de Fogo	Ppf	5	4
Formação Sambaíba	Ts	4	4

UFV
Universidade Federal de Viçosa

MINISTÉRIO DA
INTEGRAÇÃO E DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL

GOVERNO FEDERAL
BRASIL
UNIÃO E RECONSTRUÇÃO