

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
CÂMPUS DE TRÊS LAGOAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

ERIVELTON PEREIRA VICK

ZONEAMENTO AMBIENTAL DINÂMICO PARA BACIA HIDROGRÁFICA

TRÊS LAGOAS, MS

2023

ERIVELTON PEREIRA VICK

ZONEAMENTO AMBIENTAL DINÂMICO PARA BACIA HIDROGRÁFICA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu – Mestrado/Doutorado – em Geografia do campus de Três Lagoas da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul em 2023, como requisito para obtenção do título de doutor em Geografia, sob orientação do Prof^o. Dr^o. Vitor Matheus Bacani.

TRÊS LAGOAS, MS

2023

FOLHA DE APROVAÇÃO

ERIVELTON PEEIRA VICK

ZONEAMENTO AMBIENTAL DINÂMICO PARA BACIA HIDROGRÁFICA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu – Mestrado/Doutorado – em Geografia do campus de Três Lagoas da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul em 2023, como requisito para obtenção do título de doutor em Geografia, sob orientação do Profº. Drº. Vitor Matheus Bacani.

Resultado:

Três Lagoas, MS, ____ de _____ de 2023.

BANCA EXAMINADORA

Presidente: Prof. Dr. Vitor Matheus Bacani

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul –UFMS/CPTL

Titular: Dr. Frederico dos Santos Gradella

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS/CPTL

Titular: Dr. César Gustavo Rocha Lima

Universidade Estadual Paulista, FE, Ilha Solteira, SP

Titular: Dr. Elias Rodrigues da Cunha

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS/CPAQ

Titular: Dr. Climbiê Ferreira Hall

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS/CPTL

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus amados pais: Sebastião e Lucia, pois sem eles eu não seria nada.

À minha querida vó Maria, por me ensinar a viver na simplicidade.

In memoriam dos meus avôs João e Raimundo e minha avó Maria.

À o amor de minha vida, minha querida Dieyne, por toda paciência e compreensão.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por me dar muito mais do que mereço.

Agradeço aos meus pais por me apoiarem, incentivarem, se preocuparem e lutarem para que eu pudesse estudar. Espero um dia ser uma pessoa tão boa quanto vocês são. Admiro-os e amo vocês!

Agradeço a minha amada Dieyne, por me mostrar em atitudes e palavras que tudo aquilo que vou fazer, devo fazer com todo o amor. Amo-te.

Agradeço ao Prof. Vitor Matheus Bacani, pela orientação, paciência, auxílio, por sempre estar disposto a me ensinar durante todos estes anos, e ser o grande ser humano que o senhor é. Espero um dia conseguir ser um professor tão bom igual a ti.

Agradeço ao Prof. Dr. Frederico dos Santos Gradella, por todos os ensinamentos, aulas, conversas, por ter me apresentado ao Pantanal, pelas contribuições na banca de qualificação e por toda amizade. Serei sempre grato.

Agradeço ao irmão que Três Lagoas me presenteou, ao Dr. Víncler Fernandes Ribeiro de Oliveira. Serei eternamente grato por toda amizade, trabalho, estudos, conhecimento compartilhado. Você é um dos grandes da geografia.

Agradeço a outro irmão que fiz em Três Lagoas, o Me. Edson Rodrigo dos Santos da Silva. Grande pessoa, admirável ser humano e exímio professor. Você é um dos grandes da geografia

Agradeço ao terceiro irmão que Três Lagoas me presentou, Bruno Henrique Machado da Silva, por toda amizade e ensinamentos. Você é um dos grandes da geografia.

Agradeço ao meu amigo, Dr. Hermiliano Felipe Decco, que me auxiliou enormemente ao longo do doutorado, com indagações, inquietudes, preocupações e conselhos.

Agradeço a minha amiga, Me^a. Bruna Dienifer Souza Sampaio, por me auxiliar e me orientar desde a minha graduação até o doutorado.

Agradeço aos meus amigos e amigas, Me. João Turino, Me. Diego Guimarães, Me. Diego Borges, Me^a. Jhiovanna Braghin, Me^a. Leticia Leonardo e Amanda

Sato. Todos os momentos que passamos juntos, desde discussões, debates a risadas, levarei com muito carinho em meu coração.

Agradeço ao Prof. Dr. César Gustavo Rocha Lima, pelo tempo que passou conosco em nosso laboratório, me ensino como ser pesquisador. Muito obrigado pela amizade.

Agradeço aos Profs. Drs. Elias Rodrigues da Cunha e Edwaldo Henrique Bazana Barbosa por toda contribuição na banca de qualificação e defesa.

Agradeço ao meu amigo, Dr. Rafael Martins Brito, por todo auxílio em Três Lagoas aos longos destes anos.

Agradeço ao meu amigo, Dr. César Cardoso Ferreira, por todo o auxílio nos campos e amizade nestes anos.

Agradeço ao meu amigo, Dr. Renan Valério Eduvirgem, pelos trabalhos realizados em conjunto e todos ensinamentos.

Agradeço a todos os professores do curso de graduação e pós-graduação em geografia da CPTL.

Agradeço a todos os companheiros e companheiras da pós-graduação em geografia.

Agradeço aos “tios e tias” da limpeza, por sempre tornarem a CPTL um lugar mais aconchegante.

Agradeço a todos aqueles que passaram por minha vida ao longo destes anos. Sem dúvidas vocês me fizeram uma pessoa melhor, por isso, mesmo sem nomear a todos, serie eternamente grato.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. O autor agradece ainda ao apoio institucional do Campus de Três Lagoas da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

EPÍGRAFE

Ando devagar porque já tive pressa

E levo esse sorriso

Porque já chorei demais

Hoje me sinto mais forte

Mais feliz, quem sabe

Só levo a certeza

De que muito pouco sei

Ou nada sei

Conhecer as manhas e as manhãs

O sabor das massas e das maçãs

É preciso amor pra poder pulsar

É preciso paz pra poder sorrir

É preciso a chuva para florir

Penso que cumprir a vida

Seja simplesmente

Compreender a marcha

E ir tocando em frente

Como um velho boiadeiro

Levando a boiada

Eu vou tocando os dias

Pela longa estrada, eu vou

Estrada eu sou

Conhecer as manhas e as manhãs

O sabor das massas e das maçãs

É preciso amor pra poder pulsar

É preciso paz pra poder sorrir

É preciso a chuva para florir

Todo mundo ama um dia

Todo mundo chora

Um dia a gente chega

E no outro vai embora

Cada um de nós compõe a sua história

Cada ser em si

Carrega o dom de ser capaz

E ser feliz

Conhecer as manhas e as manhãs

O sabor das massas e das maçãs

É preciso amor pra poder pulsar

É preciso paz pra poder sorrir

É preciso a chuva para florir

Ando devagar porque já tive pressa

E levo esse sorriso

Porque já chorei demais

Cada um de nós compõe a sua história

Cada ser em si

Carrega o dom de ser capaz

E ser feliz

Compositores: Almir Eduardo Melke

Sater/ Renato Teixeira de Olivera.

RESUMO

A crescente pressão humana sobre os recursos naturais em bacias hidrográficas tornou-se um desafio relevante e complexo no campo do planejamento e gestão ambiental. Para contribuir nessa direção, torna-se essencial adotar uma abordagem que leve em consideração a dinâmica das mudanças no uso da terra e seus efeitos na fragilidade ambiental. Embora tenham sido desenvolvidas várias abordagens de zoneamento ambiental, a falta de modelos dinâmicos específicos para essa aplicação ainda é notável. Nesse contexto, este trabalho teve como objetivo principal a criação de um zoneamento ambiental dinâmico para a Bacia Hidrográfica do Rio Pântano (BHRP) por meio da simulação de cenários futuros de uso e cobertura da terra. A metodologia fundamentou-se na abordagem combinada do modelo híbrido CA-Markov/multicritério e o modelo RUSLE. Empregou-se adicionalmente a análise combinada de variáveis morfométricas para a avaliação de modelos de fragilidade ambiental. A previsão de cenários futuros foi realizada com base em mapeamentos de uso e cobertura de 1984, 2007, 2013 e 2020 para simular 2030 e 2050 e apoiar a construção do zoneamento dinâmico. Inicialmente, foi desenvolvido um modelo de fragilidade ambiental baseado na análise morfométrica da bacia hidrográfica. Para isso utilizou-se variáveis de forma, índice de compactidade, índice de circularidade, densidade de drenagem, integral hipsométrica, índice de rugosidade, erosividade, erodibilidade e uso e cobertura da terra calculados em valores de função fuzzy. Os modelos de fragilidade ambiental gerados formam comparados com valores de densidade kernel de feições erosivas aplicando-se o índice de Moran Local. Para isso foram comparados os modelos de Ross (1994, 2012); Bacani *et al.* (2015); Moroz-Caccia Gouveia e Ross (2019) e a proposta desenvolvida a partir de variáveis morfométricas. Para elaboração do zoneamento ambiental dinâmico foram mapeados os anos de 1984, 2007, 2013 e 2020, com valores de estatística kappa de 0,865; 0,8874; 0,9024; 0,8400, respectivamente. A predição de cenários futuros foi realizada para os anos de 2030 e 2050. Os resultados da fragilidade ambiental fundamentada em parâmetros morfométricos revelaram que a BHRP possui os seguintes graus de fragilidade: muito baixa (12% - 161,88 km²), baixa (15,12% - 203,94 km²), média (16,82% - 226,86 km²), alta (21,68% - 292,42 km²) e muito alta (34,39% - 463,9 km²). Dentre os modelos de fragilidade ambiental analisados, o que empregou variáveis morfométricas apresentou o melhor valor de Moran Local ($r = 0,413$), sendo este empregado na proposta de zoneamento ambiental. A partir da aplicação do modelo de fragilidade e da RUSLE notou-se um aumento da fragilidade ambiental e perda de solos entre os anos de 1984 e 2007, período este que a BHRP passa por intensa supressão da vegetação natural para o desenvolvimento de áreas de pastagem. A partir de 2013 até 2050 ocorreu redução nos valores de fragilidade e perda de solo, decorrentes do aumento das áreas de eucalipto. Contudo, este cultivo pode ocasionar diferentes impactos a médio e longo prazo nos contextos ambientais e sociais. Conclui-se que o modelo dinâmico de zoneamento ambiental para a bacia hidrográfica se mostrou vantajoso em relação ao modelo estático. Isso se deve ao fato de que o modelo dinâmico permite prever cenários futuros e situações de grande relevância para

a tomada de decisões no planejamento e gestão ambiental. A capacidade de antecipar e analisar as mudanças no uso da terra e sua influência na fragilidade ambiental oferece vantagens aos gestores e tomadores de decisão, permitindo a adoção de medidas proativas e estratégias mais eficazes para garantir a sustentabilidade ambiental da bacia hidrográfica.

Palavras-Chave: Uso e Cobertura da Terra; Fragilidade Ambiental; RUSLE; CA-Markov.

ABSTRACT

The growing human pressure on natural resources in river basins has become a relevant and complex challenge in the field of environmental planning and management. To contribute in this direction, it is essential to adopt an approach that takes into account the dynamics of changes in land use and their effects on environmental fragility. Although several environmental zoning approaches have been developed, the lack of specific sound models for this application is still notable. In this context, the main objective of this work was to create a sound environmental zoning for the Rio Pântano Hydrographic Basin (BHRP) through the simulation of future scenarios of land use and coverage. The methodology was based on the combined approach of the hybrid CA-Markov/multi-criteria model and the RUSLE model. Additionally, the combined analysis of morphometric variables was used to evaluate environmental fragility models. The prediction of future scenarios was carried out based on use and coverage mappings from 1984, 2007, 2013 and 2020 to simulate 2030 and 2050 and support the construction of dynamic zoning. Initially, an environmental fragility model was developed based on the morphometric analysis of the river basin. For this, shape variables, compactness index, circularity index, variation density, hypsometric integral, roughness index, erosivity, erodibility and land use and cover calculated in fuzzy function values were used. The environmental fragility models generated are compared with kernel density values of erosive features applying the Local Moran index. For this purpose, they were compared to Ross's models (1994, 2012); Bacani *et al.* (2015); Moroz-Caccia Gouveia and Ross (2019) and a proposal developed from morphometric variables. To prepare the sound environmental zoning, the years 1984, 2007, 2013 and 2020 were mapped, with kappa statistics values of 0.865; 0.8874; 0.9024; 0.8400, respectively. The prediction of future scenarios was carried out for the years 2030 and 2050. The results of environmental fragility based on morphometric parameters revealed that the BHRP has the following degrees of fragility: very low (12% - 161.88 km²), low (15.12% - 203.94 km²), medium (16.82% - 226.86 km²), high (21.68% - 292.42 km²) and very high (34.39% - 463.9 km²). Among the environmental fragility models analyzed, the one that used morphometric variables presented the best Local Moran value ($r = 0.413$), this being the entrepreneur in the environmental zoning proposal. From the application of the fragility model and RUSLE, an increase in environmental fragility and soil loss was noted between 1984 and 2007, a period in which BHRP underwent intense suppression of natural vegetation for the development of pasture areas. From 2013 to 2050 there was a reduction in soil fragility and loss values, resulting in an increase in eucalyptus areas. However, this cultivation can cause different impacts in the medium and long term in environmental and social contexts. It is concluded that the dynamic environmental zoning model for the river basin proved to be advantageous in relation to the static model. This is due to the fact that the sound model allows predicting future scenarios and situations of great relevance for decision-making in environmental planning and management. The ability to anticipate and analyze changes in land use and their influence on environmental fragility offers advantages to managers and decision makers, allowing the adoption of proactive measures and more effective strategies to guarantee the environmental sustainability of the river basin.

Keywords: Land Use and Land Cover; Environmental Fragility; RUSLE; CA-Markov.

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA.....	4
AGRADECIMENTOS	5
EPIGRAFE	7
RESUMO.....	8
ABSTRACT	10
SUMÁRIO.....	11
Capítulo 1	14
1.1 INTRODUÇÃO	14
1.2 OBJETIVOS	18
1.2.1 Objetivo geral	18
1.2.2 Objetivos específicos	19
1.3. REFERÊNCIAL TEÓRICO.....	19
1.3.1 Bacia Hidrográfica como unidade de planejamento	19
1.3.2 Fragilidade Ambiental como subsídio ao planejamento	21
1.3.3 Zoneamento Ambiental e ordenamento do território	23
1.3.4 Equação Universal de Perda de Solo Revisada – RUSLE (<i>Revision Universal Soil Loss Equation</i>).....	25
1.3.5 Cadeia de Markov e Autômatos Celulares – Simulação de cenários para uso e cobertura da terra.....	27
1.4 ÁREA DE ESTUDO.....	29
1.5 REFERÊNCIAS.....	32
Capítulo 2.....	46
2.1 INTRODUÇÃO	47
2.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	49
2.2.1 Parâmetros relativos à forma da bacia.....	53
2.2.2 Parâmetros relativos ao relevo da bacia.....	55
2.2.3 Parâmetros relativos ao perfil da bacia – Característica e composição da rede de drenagem.	55
2.2.4 Índice de Concentração da Rugosidade (ICR).....	57
2.2.5 Curva Hipsométrica (<i>CH</i>) e Integral Hipsométrica (<i>IH</i>).....	59
2.2.6 Erosividade da chuva (R)	61
2.2.7 Erodibilidade do solo(K).....	63
2.2.8 Uso e cobertura da terra.....	64
2.2.9 Fragilidade Potencial e Ambiental.....	66

2.2.10	Sub-bacias: Análise em escala municipal	67
2.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	68
2.3.1	Morfometria, Índice de Concentração da Rugosidade do relevo e Integral Hipsométrica.....	68
2.3.2	Sub-Bacias: escala municipal	79
2.3.3	Fragilidade Potencial a processos erosivos e inundação	80
2.3.4	Fragilidade Ambiental a processos erosivos e inundação.....	84
2.4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	93
2.5	REFERÊNCIAS.....	95
Capítulo 3.....		107
3.1	INTRODUÇÃO	108
3.2	PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	109
3.2.1	Modelo 1: Fragilidade Potencial e Ambiental – Ross (1994, 2012)	111
3.2.2	Modelo 2: Fragilidade Potencial e Ambiental: Bacani <i>et al.</i> (2015).....	115
3.2.3	Modelo 3: Fragilidade Potencial e Ambiental: Moroz-Caccia Gouveia e Ross (2019)	118
3.2.4	Fragilidade ambiental	121
3.2.5	Análise estatística espacial – Moran Global e Local	122
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	123
3.3.1	Modelos de Fragilidade Potencial	123
3.3.2	Modelos de Fragilidade Ambiental.....	127
3.3.3	Validação Linear dos Modelos de Fragilidade Ambiental	130
3.3.4	Validação Espacial dos Modelos de Fragilidade Ambiental	136
3.4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	138
3.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	139
Capítulo 4.....		148
4.1	INTRODUÇÃO	149
4.2	PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	151
4.2.1	Fragilidade Potencial e Ambiental.....	152
4.2.2	RUSLE	153
4.2.3	Fator R – Erosividade das chuvas	154
4.2.4	Fator K.....	155
4.2.5	Fator LS.....	155
4.2.6	Fatores C e P	156
4.2.7	Modelo InVEST - SDR.....	157
4.2.8	Taxa de Tolerância a Perda de Solo.....	158
4.2.9	Classificação de uso e cobertura da terra.....	159

4.2.10	CA-Markov e análise multicritério (AHP e MCE)	160
4.2.11	Zoneamento Ambiental dinâmico.....	164
4.3	RESULTADO E DISCUSSÃO	165
4.3.1	Fragilidade Ambiental	167
4.3.2	RUSLE – Modelo SDR	173
4.3.3	Predição de cenário futuro – CA-Markov e AHP (MCE).....	179
4.3.4	Zoneamento Ambiental Estático	184
4.3.5	Zoneamento Dinâmico.....	188
4.3.6	Avanços e limitações do modelo dinâmico de zoneamento ambiental em bacia hidrográfica	195
4.3.7	Limitações e Desafios.....	196
4.4	CONCLUSÃO	197
4.5	REFERÊNCIAS.....	198
5.	CONCLUSÃO GERAL	208

Capítulo 1

1.1 INTRODUÇÃO

A ação antrópica no uso e cobertura da terra é uma das principais forças responsáveis pelas mudanças ambientais globais e regionais (PRĂVĂLIE, 2018), impactando cada vez mais os sistemas terrestres (PRESTELE *et al.* 2016). Estas mudanças, relacionadas a ação antrópica, afetam o clima a partir de dois caminhos diferentes: via biogeofísica, que considera as alterações nas características da superfície terrestre; e biogeoquímica, relacionada as alterações de concentrações de gases de efeito estufa (BROVKIN *et al.*, 2013; DUVEILLER *et al.* 2020).

As mudanças no uso e cobertura da terra exercem influência direta na degradação dos solos, perda da biodiversidade e ameaça os recursos necessários para o desenvolvimento da vida humana, desempenhando também, uma função importante na dinâmica hidrológica de uma bacia hidrográfica, podendo resultar em graves problemas de erosão do solo e sedimentação de canais fluviais (ABDULKAREEM *et al.*, 2019). Em bacias hidrográficas, diversos estudos foram desenvolvidos relacionados a compreensão das transformações no uso e cobertura da terra em relação a mudanças climáticas e dinâmica hidrológica (NEUPANE; KUMAR, 2015; SERPA *et al.*, 2015, GASHAW *et al.*, 2018; YAN *et al.*, 2019; TIRUPATHI; SHASHIDHAR, 2020) e erosão dos solos (SHARMA; TIWARI; BHADORIA, 2011; XU; LUO; PENG, 2011; OCHOA-CUEVA *et al.*, 2015; TADESSE *et al.*, 2017; EL JAZOULLI *et al.*, 2019; SENANAYAKE *et al.*, 2020; MARIYO *et al.*, 2022).

Neste sentido, identificar mudanças no uso e cobertura da terra é fundamental do ponto de vista do planejamento ambiental, uma vez que possibilita entender os impactos destas transformações a partir de uma análise integrada do ambiente, sejam estas relacionadas a dinâmica nos recursos hídricos ou as perdas de solos, permitindo a identificação de áreas que apresentem diferentes níveis de fragilidade, aos quais estes possam ser acentuados ou minimizados através da ação antrópica no meio.

Neste contexto, os modelos de simulação de mudanças no uso e cobertura da terra constituem uma importante ferramenta para análise de causas

e efeitos dessas transformações, servindo como ponto de apoio para o planejamento e desenvolvimento de políticas relacionadas ao uso da terra (VERBURG *et al.*, 2004; HAN; YANG; SONG, 2015). Para tomada de decisões, o gestor – tomador da decisão – terá interesse em saber onde as mudanças ocorreram, em sintonia de porque elas transcorreram, bem como, o ritmo as quais irão continuar acontecendo e como os fatores que foram determinantes para essas mudanças continuarem se sucedendo, da mesma forma ou de uma forma alternativa, sendo possível obter respostas para esses questionamentos a partir de um modelo de mudanças no uso e cobertura da terra (BEHERA *et al.*, 2012).

O modelo CA- Markov desponta-se como uma importante ferramenta para simulação de cenários futuros de uso e cobertura da terra, associado a análise multicriterial (SANG *et al.*, 2011; AITHAL; VINAY; RAMACHANDRA, 2014; BACANI *et al.*, 2016; ZADBAGHER; BECEK; BERBEROGLU, 2018; MORADI; KABOLI; LASHKARARA, 2020; MOHAMED; WORKU, 2020). A associação do modelo CA- Markov com a RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*), vem consolidando-se como uma importante forma de análise de perdas de solo em bacias hidrográficas. (ZARE; PANAGOPOULOS; LOURES, 2017; BARAKAT *et al.*, 2019; GETACHEW; MANJUNATHA; BHAT, 2021; CUNHA *et al.*, 2022).

Nas últimas décadas, têm crescido o emprego de bacias hidrográficas como objeto de estudo e unidade de planejamento (PAMBUDI, 2019; ABDETA *et al.*, 2020). Essa unidade abrange em sua análise em nível de interações a paisagem visível – meio biofísico, constituída por sistemas naturais e construídos, com os agentes sócio-organizacionais, formado por subsistemas socioeconômicos e produtivo, ao quais, foram desenvolvendo a paisagem no desenrolar da história, deixando como registro, as marcas dessas interações (SILVA; PIROLI; PINTO, 2016). Associado a estas características, a partir da Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, institui a bacia hidrográfica como unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997).

Diante do contexto exposto, estabelece-se um alto grau de importância para o conhecimento das fragilidades e potencialidades de uma bacia hidrográfica em direção a seu planejamento de forma integral, levando-se em consideração as relações físicas que ocorrem dentro deste sistema, bem como,

as relações socioeconômicas. À vista disso, baseado na proposta de ecodinâmica de Tricart (1977), as metodologias desenvolvidas por Ross (1994) e Crepani *et al.*, (2001) empregam a análise integrada do ambiente a partir de suas características naturais e antrópicas – uso e cobertura da terra.

Neste trabalho, optou-se por trabalhar com a metodologia de Ross (1994), com a nomenclatura de fragilidade ambiental, ao qual foi empregada em diversos estudos no país, com diferentes metodologias desenvolvidas para sua consecução e análise de bacias hidrográficas (OLIVEIRA; RODRIGUES; RODRIGUES, 2008; ADAMI *et al.*, 2012; MANFRÉ *et al.*, 2013; SANTOS; MARCHIORO, 2020; CAMPOS *et al.*, 2021; MARCON; LINGNAU; GALVÃO, 2021; OLIVEIRA-ANDREOLI *et al.*, 2021).

A análise ambiental com enfoque geográfico, objetivando o diagnóstico ambiental de uma determinada área é pensar o todo – aspectos naturais e as relações sociais – e como as relações deste todo se expressam na realidade, podendo ser alcançada esta análise holística, a partir de uma perspectiva histórica (cenário pretérito), do presente (cenário atual) e de tendência futura (cenário futuro), servindo como importante suporte técnico e científico para elaborações de Zoneamentos Ambientais e Socioeconômicos (ROSS, 1995).

Predição de cenários futuros de mudanças no uso e cobertura da terra são fundamentais para compreender seus efeitos no meio ambiente, pois estas modificações na paisagem ocorrem impulsionadas pela ação antrópica e questões socioeconômicas/políticas (YENENEH; ELIAS, FEYISA, 2022). As alterações no uso e cobertura da terra relacionam-se a estudos associados a mudanças climáticas (TASSER; LEITINGER; TAPPEINER, 2017), processos de degradação dos solos e serviços ecossistêmicos (SMIRAGLIA *et al.* 2016; YAN *et al.* 2016), com a modelagem atuando como ferramenta para gestão, possibilitando a investigação de transformações futuras na paisagem, apoiando o processo de planejamento (REN *et al.*, 2019). Como instrumento utilizado para o processo de planejamento do ambiente e, conseqüentemente, ordenamento do território, o Zoneamento Ecológico-Econômico (SANTOS; RANIERI, 2013), proporciona o diagnóstico ambiental – Decreto 4.297/02, art. 12º, inciso I; art. 13º, inciso II e III; capacidade de suporte, art. 14, inciso I - identificando a aptidão do meio as atividades presentes desenvolvidas e o prognóstico de situações futuras (OLIVEIRA, 2004).

A elaboração de propostas de zoneamento ambiental, pautadas na análise integrada do ambiente, alicerçam-se em modelos estáticos, utilizando de diversas metodologias para estudos relacionados a identificação das fragilidades e potencialidades destes ambientes e elaboração de suas respectivas propostas (GUERREIRO *et al.* 2021; ROSA; FERREIRA, 2021; SILVA; MARTINS, 2021; SCHNEIDER *et al.* 2022). Entretanto, carece-se na literatura de modelos dinâmicos¹ (PEDROSA; CÂMARA, 2004) para elaboração de zoneamentos ambientais, especialmente relacionadas a simulação de mudanças no uso e cobertura da terra (HAMAD; BALZTER; KOLO, 2018; KARIMI *et al.*, 2018; MANSOUR; AL-BELUSHI; AL-AWADHI, 2020; NATH *et al.*, 2020) e/ou desenvolvimento de cenários (SLEETER *et al.* 2012), sendo necessário o avanço neste campo do conhecimento para o desenvolvimento de propostas de zoneamentos ambientais dinâmicos.

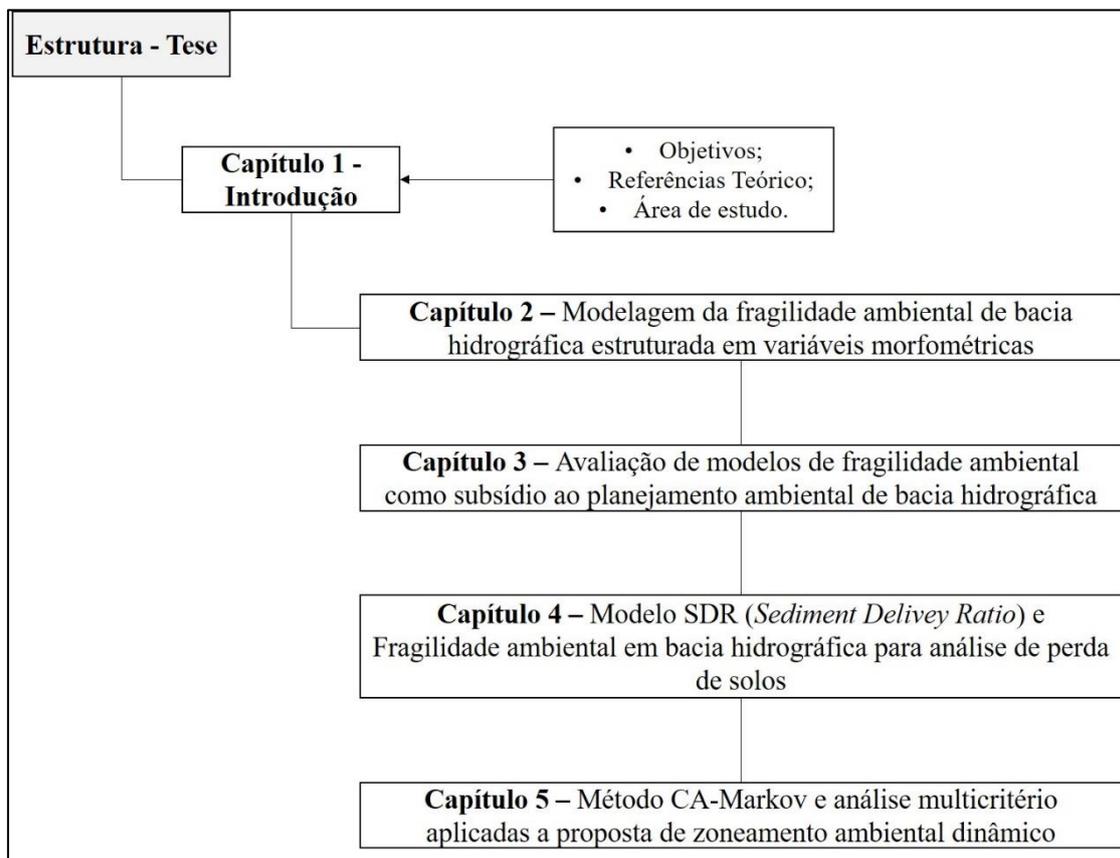
Com base na importância da bacia hidrográfica como unidade de planejamento e sua definição por lei, o objeto de estudo deste trabalho é a Bacia Hidrográfica do Rio Pântano (BHRP). Localizada no leste do estado de Mato Grosso do Sul, passou por intensas transformações no uso e cobertura da terra nas últimas décadas, com a supressão da cobertura vegetal e aumento das áreas de pastagem entre os anos de 1984 e 2007, e conversão das áreas de pastagem em cultivo de eucalipto (2007 ao presente momento) (VICK, 2019; VICK; BACANI, 2019). Assim, a área possui um conjunto de fatores que apontam a necessidade de elaboração de um planejamento ambiental para esta área, que vise o equilíbrio entre o desenvolvimento econômico, social e ambiental.

Portanto, a hipótese geral desta tese é que a abordagem de zoneamento ambiental dinâmico, combinando modelos de fragilidade ambiental baseados em análise morfométrica, simulação de cenários futuros de uso da terra com CA-Markov e análise multicritério, juntamente com a estimativa de perdas de solo pelo modelo RUSLE, proporcionará uma ferramenta eficaz para a gestão ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Pântano. Isso resultará em uma melhor compreensão das mudanças na paisagem ao longo do tempo e permitirá a tomada de decisões voltada a construção de um ordenamento territorial capaz

¹ São modelos que realizam a simulação numérica de processos dependendo do tempo (PEDROSA; CÂMARA, 2004). No caso deste trabalho, as mudanças no uso e cobertura da terra são os fatores a serem simulados ao longo do tempo.

de equilibrar o desenvolvimento econômico, social e ambiental nessa região. Esta tese está estruturada em quatro capítulos, organizada, conforme apresentado na Figura 1-1.

Figura 1-1: Fluxograma de estrutura da tese.



1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Elaborar um modelo de zoneamento ambiental dinâmico, baseado na simulação de cenários futuros de uso e cobertura da terra e perdas de solo para bacia hidrográfica do Rio Pântano.

1.2.2 Objetivos específicos

I – Elaborar um modelo de fragilidade ambiental utilizando da análise morfométrica;

II – Simular cenário futuro de uso e cobertura da terra para o ano de 2030 e 2050 utilizando o método CA-Markov e análise multicritério (MCE);

III – Estimar as perdas de solo a partir do modelo RUSLE para os anos de 1984, 2007, 2013, 2020, 2030 e 2050;

IV – Avaliar eventuais vantagens e limitações entre modelos de zoneamento ambiental estático e dinâmico.

1.3. REFERÊNCIAL TEÓRICO

1.3.1 Bacia Hidrográfica como unidade de planejamento

Em escala global, o mundo não caminha para conseguir cumprir o objetivo 6 traçados pela agenda 2030, que consiste em assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água para todas e todos (DALSTEIN; NAQVI, 2022). E neste contexto, diversos estudos foram desenvolvidos com a finalidade de conservação deste recurso, sendo aplicados como recorte de análise, bacias hidrográficas (DONADIO; GALBIATTI; PAULA, 2005; SOUZA; GASTALDINI, 2014; SILVA; FAROA; MOURA, 2017; CAI *et al.*, 2022).

A partir da Lei nº. 9.433, de 8 de janeiro de 1997 foi instituída a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), denominada Lei das águas, que tem como um de seus fundamentos, o uso da bacia hidrográfica como unidade territorial elementar para implantação desta política e de seus programas. Esta lei apresenta consigo paradigmas como a descentralização, emprego de instrumentos econômicos para gestão e participação pública no processo de tomada de decisões para o planejamento (BRAGA *et al.*, 2008).

A definição de bacia hidrográfica para diversos autores e a partir de sua formulação ao longo do tempo apresenta grande semelhança em relação a sua delimitação, baseada na área de concentração de determinada rede de drenagem (TEODORO *et al.*, 2007). Assim, a bacia hidrográfica ou bacia de drenagem é constituída pelo conjunto de canais fluviais, delimitada por terrenos elevados, que formam uma rede de canais, ou seja, rios tributários e canal principal, onde estes canais drenam terras desde as nascentes, localizadas em maiores altitudes dentro da bacia, carregando sedimentos, na forma de

suspensos e de fundo, bem como, substâncias orgânicas/inorgânicas dissolvidas para o canal principal (CASTRO; CARVALHO, 2009).

Considerada como um sistema físico, a bacia hidrográfica tem como entrada – *input* – o volume de água advindo da precipitação e como saída – *output* – o volume de água escoado até o exutório, levando em conta durante este caminho perdas intermediárias, através dos processos de evapotranspiração e infiltração (SILVEIRA, 2001). Contudo, a análise desse sistema não é compreendida apenas a partir das relações físicas que ocorrem dentro de seus limites, mas também do ponto de vista econômico e social, pois para que a gestão de recursos hídricos seja desenvolvida de forma factível, é necessário a integração em todos os aspectos, sejam eles físicos, sociais e econômicos, localizados dentro de sua respectiva bacia hidrográfica (CARVALHO, 2020).

De acordo com Porto e Porto (2008), diversas iniciativas utilizando a bacia hidrográfica como unidade de gestão para os recursos hídricos foram desenvolvidas, estabelecendo marcos importantes, como o pacto do Rio Colorado, aprovado pelo Congresso dos Estados Unidos, em 1922; formação do *Tennessee Valley Authority* (1933), que foi a criação de uma agência, que teve como finalidade gerir a navegação, controle de cheias, controle de erosões, práticas de reflorestamento, atividades agrícolas e industriais e uso de áreas ribeirinhas (PORTO; PORTO, 2008).

O princípio de análise de bacia hidrográficas baseado na relação e conhecimento entre os aspectos físicos, sociais e econômicos ganham corpo nos Planos de Recursos Hídricos e seus conteúdos, aos quais são um dos instrumentos da PNRH (BRASIL, 1997). Para o gerenciamento de águas é de vital importância a consideração dos processos naturais e sociais interligados, a partir de uma visão sistêmica, para que haja compatibilidade entre o uso e ocupação do solo nas áreas da bacia, promovendo o desenvolvimento econômico, social e ambiental (LEAL, 2012).

Nestes contextos, a partir de suas características e delimitação física, e da criação de leis, a bacia hidrográfica consolidou-se como importante unidade para o planejamento integrado, sendo desenvolvidos estudos acerca de suas características morfométricas e suas aplicações em áreas como: na previsão de

comportamento hidrológico, identificação de alterações ambientais, subsídio para zoneamento ambiental, dentre outros (SOARES *et al.*, 2016).

Em concordância com toda importância da análise morfométrica em bacias hidrográficas, estas passaram a ser realizadas de forma mais simples, rápidas e precisas a partir do advento dos *softwares* de Sistemas de Informação Geográfica (ANISH *et al.*, 2021). Este ferramental associado a técnicas de sensoriamento remoto possui alta eficiência e eficácia para processo de adoção de gestão e priorização de sub-bacias que visem assegurar a conservação do solo e da água (AMERI; POURGHSEMI; CERDA, 2018).

Embora as literaturas nacionais e internacionais referenciem a bacia hidrográfica como unidade espacial adequada para o planejamento, em território nacional, este planejamento é focado nos recursos hídricos, e não tanto na visão de planejamento integrado do ambiente (CARVALHO, 2014). Contudo, o emprego das geotecnologias (ROSA, 2005), permite entender a dinâmica ambiental, social e econômica de uma bacia hidrográfica, possibilitando que este objeto de estudo seja utilizado na elaboração de propostas para o planejamento ambiental integrado.

1.3.2 Fragilidade Ambiental como subsídio ao planejamento

Baseada nos preceitos de Ecodinâmica, preconizada por Tricart (1977), a fragilidade ambiental proposta por Ross (1994) tem como base para sua metodologia a análise do ambiente sob o olhar da teoria geral dos sistemas (AMARAL; ROSS, 2009). Desta forma, para a categorização hierárquica dos níveis de fragilidade, é fundamental a análise integrada de produtos como solos, geologia, dissecação do relevo, clima e uso e cobertura da terra (MASSA; ROSS, 2012).

Apresentado por Kawuakubo, *et al.* (2005), denomina-se fragilidade potencial, a condição natural do ambiente, ou seja, sua vulnerabilidade em relação às suas características físicas (tipo de solo, declive da vertente e precipitação) e fragilidade ambiental a associação da fragilidade potencial com a ação antrópica, representada pelos diferentes tipos de uso e cobertura da terra e os respectivos graus de proteção destes sobre os solos.

Os diferentes níveis de fragilidade são cartografados de forma hierárquica, sendo: muito fraca (1), fraca (2), média (3), alta (4) e muito alta (5),

caracterizando a relação entre o uso e cobertura da terra e as características físicas do ambiente, obtendo respectivamente as cartografias de fragilidade ambiental e fragilidade potencial (QUEIROZ JUNIOR *et al.*, 2015).

A introdução do estudo da fragilidade ambiental no Brasil teve como finalidade o subsídio ao planejamento ambiental (FIERZ, 2008). Decorrente a relevância desta temática, diversos modelos metodológicos foram aplicados na mensuração da fragilidade ambiental, tendo com finalidade seu emprego no ordenamento territorial, promovendo a utilização dos recursos naturais de maneira mais correta (SPRÖL; CASTRO; LUCHIARI, 2011). Ao decorrer do tempo, a metodologia proposta por Ross (1994) foi sendo aprimorada por diversos autores, empregando técnicas de geoprocessamento e trabalhos de campo, buscando deixar os modelos mais fiéis a representação do meio (GUIRRA *et al.*, 2016).

Como adaptações da metodologia, Doha, Souza e Sugamoto (2006) utilizam da técnica de avaliação multicritério em conjunto com novas variáveis, como a distância a partir de nascentes e represa para confecção do modelo de fragilidade ambiental, trabalhando também com valores de função *fuzzy*. Pode-se destacar também, os trabalhos de Costa, *et al.* (2015) – geologia, pedologia, geomorfologia, declividade, pluviosidade e uso e cobertura (1999 e 2014); Gonçalves, Araújo e Imai (2016) – declividade, distância do curso d'água, uso e cobertura; Mendonça Ascitti (2019) – declividade, pedologia, distância de corpos hídricos; Santos, *et al.* (2021) – declividade, geologia, pedologia, rede de drenagem, uso e cobertura – aos quais empregaram de valores de função *fuzzy* para cada variável e para consecução da fragilidade ambiental, utilizou-se do método de *Analytical Hierarchical Process* (AHP).

Braga, *et al.* (2017) utilizaram a erosividade para determinar a influência da chuva na fragilidade potencial. Enquanto Gonçalves, *et al.* (2011) e Cabral, *et al.* (2014) aplicaram ambas as variáveis – erosividade e erodibilidade – para mensuração da fragilidade. Estes índices são comumente utilizados na USLE (*Universal Soil Loss Equation*) (WISCHMEIER; SMITH, 1978) e RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*) (RENARD *et al.*, 1996).

Além de adaptações em relação as variáveis de solo e efeitos da chuva na elaboração da fragilidade ambiental, Pires, *et al.* (2015); Silva e Bacani (2017); Silva e Bacani (2021); Vick, *et al.* (2021) utilizaram de um indicador

ambiental relacionado a áreas prioritárias para conservação da biodiversidade (MMA, 2007; 2018), acrescentando assim, o indicador de importância e riqueza biológica na consecução e análise do ambiente através do modelo de fragilidade.

Embora a utilização da metodologia de mapeamento da fragilidade ambiental seja empregada possuindo como objeto de estudo bacias hidrográficas (OLIVEIRA; RODRIGUES; RODRIGUES, 2008; CRUZ; PINESE JÚNIOR; RODRIGUES, 2010; VALLE; FRANCELINO; PINHEIRO, 2016; TEIXEIRA; OLIVEIRA; TEIXEIRA, 2021), aspectos morfométricos relacionados à forma das bacias (índice de forma, compacidade, circularidade, densidade de drenagem) ainda são pouco encontrados como variável espacial compondo o modelo de fragilidade (AMORIN *et al.*, 2021).

1.3.3 Zoneamento Ambiental e ordenamento do território

Utilizando de um conjunto de etapas aos quais incluem o levantamento de informações, sua sistematização e análise, o planejamento ambiental proporciona a análise integrada do ambiente, garantindo a preservação e conservação deste, sobretudo, em bacias hidrográficas, com enfoque especial nos cursos d'água que passam por degradações decorrentes da ação antrópica (TROMBETA; LEAL, 2016).

Silva e Santos (2011), a partir da evolução dos conceitos de planejamento ambiental e situando-os na conjuntura da sociedade atual, entendem que o planejamento ambiental se centra em um processo contínuo, que envolve a coleta, organização e análise sistematizadas de todas as informações levantadas, através de procedimentos e métodos, subsidiando decisões para um melhor aproveitamento de recursos, com base nas potencialidades.

Neste contexto, define-se o zoneamento ambiental como um instrumento para o planejamento ambiental, onde este é composto pelas fases de inventário e diagnóstico, realizado através da compartimentação de um espaço estudado em zonas, aos quais estas são teoricamente homogêneas, devendo considerar suas potencialidades, disposições e fragilidades naturais, reconhecendo os impactos e as relações sociais e econômicas que se desenvolvem em um determinado território (SANTOS, 2004).

Instituído a partir da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), o zoneamento ambiental tem como objetivo

central a preservar, melhorar e recuperar a qualidade ambiental adequada à vida, garantindo em território nacional condições para o desenvolvimento socioeconômicos, estabelecendo no art. 9º, item II, o zoneamento ambiental como um dos instrumentos desta política (BRASIL, 1981) e os critérios mínimos estabelecidos para sua consecução (BRASIL, 2002).

No fim da década de 1980 o termo Zoneamento Ambiental passa a ser denominado Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) (SANTOS; RANIERI, 2013). No Brasil, como apresentado por Carvalho (2014) utilizando como fonte o Ministério do Meio Ambiente, em metade da década de 2010, os estados da região Norte apresentaram estágio avançado na elaboração de seus respectivos ZEEs, enquanto na região Nordeste e Sul do Brasil a situação apresentava-se de forma mais delicada, já que a grande parte dos estados se encontravam em situação atrasada na elaboração de seus ZEE.

Para o estado de Mato Grosso do Sul o ZEE está em sua segunda aproximação (MATO GROSSO DO SUL, 2015), tendo a sua primeira aproximação apresentada no ano de 2009. Há também para o MS a elaboração de um zoneamento mais antigo, sendo este do Macrozoneamento Geoambiental (MATO GROSSO DO SUL, 1989). Estas iniciativas ocorrem em escala estadual, com a aproximação mais recente – segunda aproximação (2015) particionando o estado em dez zonas – Zona Alto Taquari (ZAT); Zona do Chaco – ZCH; Zona Depressão de Miranda (ZDM); Zona Iguatemi (ZIG); Zona das Monções (ZMO); Zona Planície Pantaneira (ZPP); Zona de Proteção da Planície Pantaneira (ZPPP); Zona Sucuriú-Aporé (ZSA); Zona Serra da Bodoquena (ZSB); Zona Serra de Maracaju (ZSM) – caracterizando suas condições geoambientais, vulnerabilidade geoambiental, condições socioeconômicas e potencialidade e as diretrizes gerais para cada zona.

Propostas de zoneamento ambiental em uma escala maior, foram utilizadas em diversos trabalhos, perpassando pelas variadas características ambientais do estado, destacando-se Silva e Santos (2011) realizado na bacia hidrográfica do Alto Rio Taquari, a proposta do alto curso da bacia hidrográfica do rio Sucuriú, baseado nas unidades de paisagem para conservação e preservação ambiental, subsidiando o planejamento para o manejo de uso e cobertura da terra mais adequado (FERREIRA; PIROLI, 2016), proposta de zoneamento ambiental em bacias hidrográficas (SILVA; CUNHA; BACANI, 2018;

ABRÃO; BACANI, 2018), proposta de zoneamento ambiental para área de sistema cárstico – bacia hidrográfica do Rio Formoso (BRUGNOLLI, 2020) e também iniciativas de zoneamento agroecológico em escala municipal (CHAGAS *et al.*, 2007; PEREIRA *et al.*, 2009; SILVA *et al.*, 2009; ZARONI *et al.*, 2011).

Como características destes zoneamentos, para sua consecução buscase compreender em alguns casos as mudanças pretéritas na paisagem, associadas à alteração do uso e cobertura da terra e a utilização de um cenário mais atual, sendo está, uma proposta “estática”. Há outros instrumentos da política brasileira que complementam o zoneamento ambiental, contudo, a atenção é voltada na ocupação de um território, objetivando o planejamento e gestão do uso e ocupação de uma forma sustentável (COSTA, 2019).

No capítulo III, Art. 12, do decreto nº 4.297 (BRASIL, 2002), em seu inciso terceiro, para a definição de zonas do ZEE, considerando suas necessidades de proteção, conservação e recuperação, deve-se observar minimamente “cenários tendenciais e alternativos”. Desta forma, acoplar a realização de uma proposta de zoneamento ambiental à simulação de cenários tendências de uso e cobertura da terra se faz necessário para suprir não apenas do ponto de vista legal sua elaboração, mas também, de uma melhor avaliação, podendo considerar os aspectos passado (análise pretérita), presente (cenário atual) e futuro (predição de cenário determinístico ou alternativo).

1.3.4 Equação Universal de Perda de Solo Revisada – RUSLE (*Revision Universal Soil Loss Equation*)

A RUSLE (*Revision Universal Soil Loss Equation*), conhecida em língua portuguesa como Equação Universal de Perda de Solos Revisada (A) (EUPSR), é um modelo empírico que estima a erosão de solo, baseado em cinco fatores: i) erosividade da chuva (R); ii) erodibilidade do solo (K); iii) comprimento de vertente e declividade (LS); iv) cobertura do solo (C); v) prática de conservação (P) (GHOSAL; BHATTACHARYA, 2020). Os procedimentos metodológicos para consecução da RUSLE são descritos seguindo a equação 1 (RENARD, *et al.* 1997; MHASKE, *et al.* 2021).

$$A = R * K * L * S * C * P$$

em que, A representa a perda anual de solo (t/ha/ano); R é o fator de erosividade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{ano}^{-1}$); K sendo o fator de erodibilidade do solo (t ha); L o fator de comprimento de rampa (comprimento da vertente); S como a declividade do terreno (expressa em percentual); C representando a cobertura e manejo do solo, e P sendo o fator de prática de conservação adotadas para a área.

Com os avanços nos campos dos SIG e do sensoriamento remoto, estes contribuíram na elaboração dos parâmetros individuais utilizados na RUSLE e na avaliação dos mesmos, demonstrando grandes benefícios da utilização de geotecnologias e dados espaciais gratuitos na modelagem para erosão (PHINZI; NGETAR, 2019). Neste contexto, diversos avanços foram desenvolvidos em relação aos parâmetros individuais aplicados na RUSLE.

Para o fator R , Nearing, *et al.* (2017) apresentam uma revisão histórica do desenvolvimento da erosividade das chuvas a partir de meados da década de 1950, destacando Wischmeier e Smith (1958) como autores percussores que definiram a erosividade a partir da interação de dois fatores, sendo, a relação entre energia da chuva e a intensidade máxima contínua de 30 minutos. Contudo, o fator de precipitação com este tempo (30 minutos) já havia sido introduzido por Musgrave (1947), sendo referido e utilizando atualmente com a denominação de I_{30} (NEARING *et al.*, 2017).

Para o Brasil, destaca-se o trabalho de Lombardi Neto e Moldenhauer (1992) para estimativa do valor de erosividade das chuvas (R) através de uma equação de regressão, aplicada em algumas áreas do território nacional, tais como, na estimativa de EI_{30} – índice de erosividade – para o Sul de Minas Gerais (MELLO *et al.* 2007) e, para análise na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba (CERRI *et al.* 2001). Foi desenvolvido por Oliveira, Wendland e Nearing (2013) estudo de revisão da erosividade da chuva no Brasil, com valores variando de 1.672 a 22.452 $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{ano}^{-1}$, indicando a existência de poucos trabalhos, estando estes concentrados na região Sul e Sudeste. Os autores ressaltam a necessidade de não extrapolação na utilização das equações de regressão de forma generalizada, enfatizando a necessidade de estudo sobre o

clima local para aplicação destas de forma mais adequada (OLIVEIRA; WENDLAND; NEARING, 2013).

O fator de erodibilidade das chuvas para o estado de Mato Grosso do Sul, elaborado por Oliveira *et al.* (2012) foi desenvolvido a partir de 109 estações pluviométricas, com maiores valores encontrados nas regiões centrais e nordeste do estado, enquanto em contrapartida, a região sul é aquela que apresenta menores valores de erosividade.

A erodibilidade do solo (K) representa o grau de susceptibilidade do solo a erosão a partir de suas características físicas (ARRAES; BUENO; PISSARA, 2010). Estas características ou propriedades físicas do solo desempenham papéis diferentes em sua resistência a processos erosivos, especialmente decorrente de sua estrutura, textura, taxa de infiltração, permeabilidade, densidade e porosidade (SILVA; ALVARES, 2005). Lima, *et al.* (2021) apresenta trabalhos que merecem destaques pelos métodos de estimativa da erodibilidade dos solos, tais como Wischmeier e Smith (1978), Lima, *et al.* (1990), Denardin (1990), Demarchi e Zimback (2014), Bouyoucos (1935).

Os parâmetros relacionados ao relevo combinam o comprimento da rampa (L) junto com a declividade (S) (MINELLA; MERTEN; RUHOFF, 2010), sendo geralmente obtidos a partir de um modelo digital de elevação (DEM) (LU, *et al.* 2020). Wang, *et al.* (2020) apontam que a valor de comprimento de rampa (L) aumenta em relação a diminuição da declividade (S) quando a resolução espacial do modelo digital de elevação se torna grosseira.

1.3.5 Cadeia de Markov e Autômatos Celulares – Simulação de cenários para uso e cobertura da terra.

O modelo que combina Cadeia de Markov e Autômatos Celulares é um dos métodos mais utilizados para quantificação da probabilidade de mudança no uso e cobertura da terra entre um estado A para um estado B (exemplo, floresta para áreas construídas) (KESHTKAR; VOIGT, 2016). Pesquisas recentes apresentam o potencial de aplicação deste modelo para simulações de mudanças no uso e cobertura da terra em diferentes cenários (urbanos e florestais) (MOHAMED; WORKU, 2020; ZHANG *et al.* 2021; HASAN *et at.* 2023).

De forma simples, um modelo de cadeia de Markov descreve mudanças no uso e cobertura da terra de um momento para outro, com a finalidade de prever mudanças, em que a equação 2 explica o cálculo da previsão de mudanças no uso do solo (HAMAD; BALZTER; KOLO, 2018):

$$S(t, t + 1) = P_{ij} \times S(t)$$

onde, $S(t)$ é o status do sistema no momento (t) , e $S(t + 1)$ é o status do sistema no momento $t + 1$; P_{ij} é a matriz de probabilidade de transição em um estado que é calculada da seguinte forma (equação 3) (HAMAD; BALZTER; KOLO, 2018):

$$P = \parallel P_{ij} \parallel = \begin{pmatrix} P_{1,1} & P_{1,2} & \dots & P_{1,N} \\ P_{2,1} & P_{2,2} & \dots & P_{2,N} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ P_{N,1} & P_{N,2} & \dots & P_{N,N} \end{pmatrix}$$

P é a probabilidade de transição; P_{ij} representa a probabilidade de conversão do estado atual i para o outro estado j em um período futuro; P_N é a probabilidade de estado em qualquer momento (HAMAD; BALZTER; KOLO, 2018).

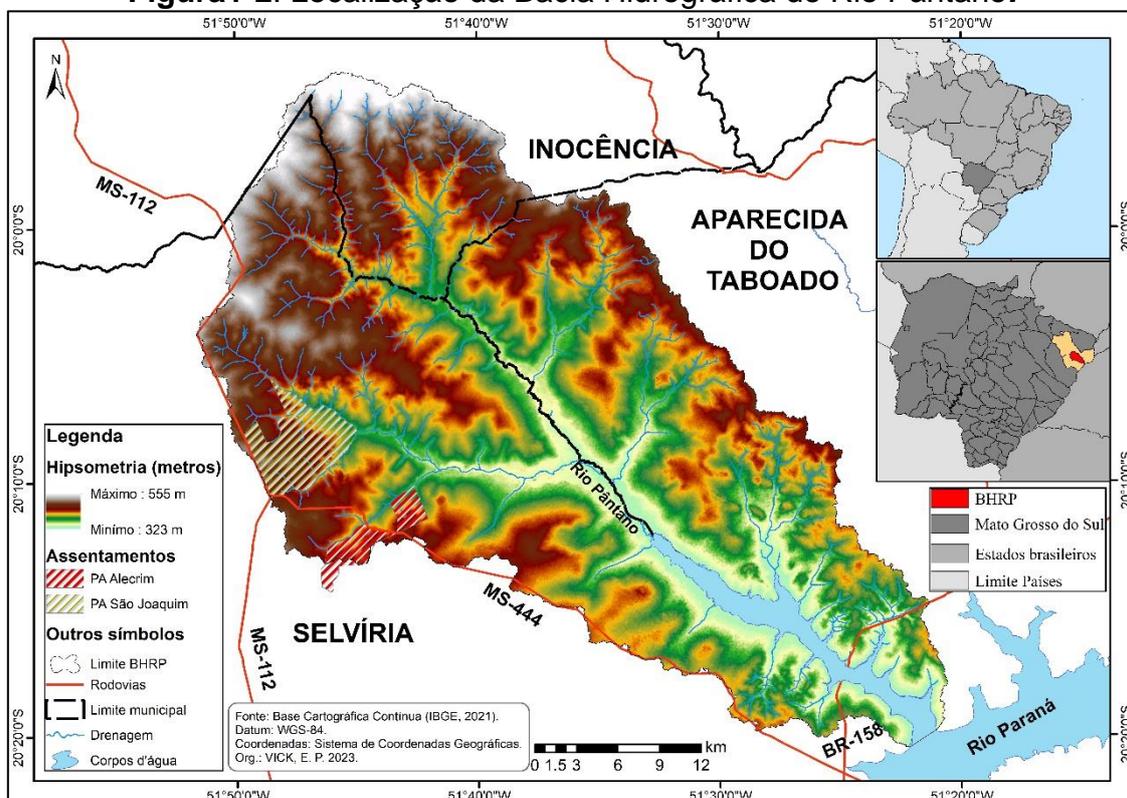
Sendo muito útil na previsão de mudanças no uso e cobertura da terra, as cadeias de Markov apresentam uma limitação espacial, não fornecendo a localização espacial futura do uso e cobertura da terra (RIMAL *et al.* 2017), embora seja um poderoso modelo na realização da predição (quando), limita-se em explicar o fenômeno (porquê) e sua resposta espacial (onde) (PEDROSA; CÂMARA, 2003).

Para superar a limitação de não espacialização das mudanças, foi acoplado o modelo de autômato celulares a cadeias de Markov (CA-Markov), em que estes são capazes de quantificar as probabilidades de mudanças entre as classes de uso e cobertura da terra, ao mesmo tempo que preveem mudanças espaciais, sendo empregados em diversos estudos para simulação espacial de cenários futuros para o uso e cobertura da terra (KOKO *et al.* 2020; MANSOUR; AL-BELUSHU; AL-AWADHI, 2020; ABURAS *et al.* 2021).

1.4 ÁREA DE ESTUDO

A Bacia Hidrográfica do Rio Pântano (BHRP) (Figura 1-2), com aproximadamente 1349 km², está localizada no leste do Estado de Mato Grosso do Sul e é afluente do Rio Paraná, localizando o seu ponto exutório no reservatório da Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira. Pertencente ao Bioma do Cerrado, dentro de seus limites físicos encontram-se dois assentamentos de reforma agrária, sendo eles: Assentamento São Joaquim (35,1 km²) e Assentamento Alecrim (15 km²).

Figura 1-2: Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Pântano.



Fonte: Autor, 2023

O substrato rochoso encontrado na BHRP data do Cretáceo (Formação Santo Anastácio e Vale do Rio do Peixe) e Quaternário, do período de formação entre o Pleistoceno e Holoceno (Terraços) (IBGE, 2019a) (Figura 1-3A). Pertencente ao Grupo Caiuá, a Formação Santo Anastácio caracteriza-se por estratos arenosos tabulares, constituídos de arenitos quartzosos subarcosenos, frequentemente maciços, de finos a muito finos, com pequena quantidade de matriz silto-argilosa, no contexto deposicional de formação a lençóis de areia,

secos, em grandes planícies desérticas, próximas ao complexo de dunas do Deserto Caiuá, sendo raro, depósitos oriundos de enxurradas de chuvas torrenciais esporádicas (FERNANDES; COIMBRA, 2000), enquanto a formação Vale do Rio do Peixe está sobreposta a formação Serra Geral, sendo composta por arenitos intercalados com siltitos ou lamitos arenosos, sendo estes arenitos finos a muito finos, com aspecto maciço, estando seu contexto deposicional associado ao eólico, com acúmulo de extensas áreas planas, em formato de lençóis de areia (FERNANDES; COIMBRA, 2000).

Os solos presentes na área de estudo (Figura 1-3B) encontram-se distribuídos entre as grandes classes de Planossolos (SXd – Planossolo Háptico Distrófico), Argissolos (Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico e Argissolo Vermelho Distrófico) e Latossolos (Latossolo Vermelho Distrófico e Latossolo Vermelho Distroférico) (IBGE, 2019b).

As formações geológicas e classes de solos presentes na BHRP (escala 1:250.000), com suas respectivas áreas em quilômetros quadrados e percentual podem ser vistas na Tabela 1-1, enquanto sua espacialização é encontrada na Figura 2.

Tabela 1-1: Formação Geológica e tipos de Solos presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Pântano.

GEOLOGIA			SOLOS		
Formação	km ²	%	Tipo	km ²	%
Corpos d'água	37,12	2,75	Corpos d'água	37,12	2,75
Terraços Pleistocênicos	4,52	0,34	SXd – Planossolo Háptico Distrófico	44,78	3,32
Terraços Holocênicos	42,32	3,14	PVAd – Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico	145,48	10,78
Santo Anastácio	855,92	63,45	PVd – Argissolo Vermelho Distrófico	184,36	13,67
Vale do Rio do Peixe	409,12	30,33	LVd – Latossolo Vermelho Distrófico	903,11	66,95

LVdf – Latossolo					
-	-	-	Vermelho	34,15	2,53
Distroférrico					
Total	1349	100	-	1349	100

Fonte: IBGE, 2019a; 2019b.

Os Latossolos têm por característica geral alto grau de intemperização, pouca diferenciação entre os horizontes, consistindo em solos profundos e com boa drenagem (IBGE, 2015). Decorrente ao intemperismo intenso ao longo de um grande período de tempo, os latossolos podem ser em sua maioria pobres em nutrientes vegetais, estando situados em regiões permanentemente úmidas, desenvolve-se sobre estas florestas densas, como a Amazônica, enquanto em regiões com longas estações secas, desenvolvem-se sobre este tipo de solos uma vegetação com pouca densidade, sendo conhecidas como Cerrado ou Savana Edáficas (LEPSCH, 2010).

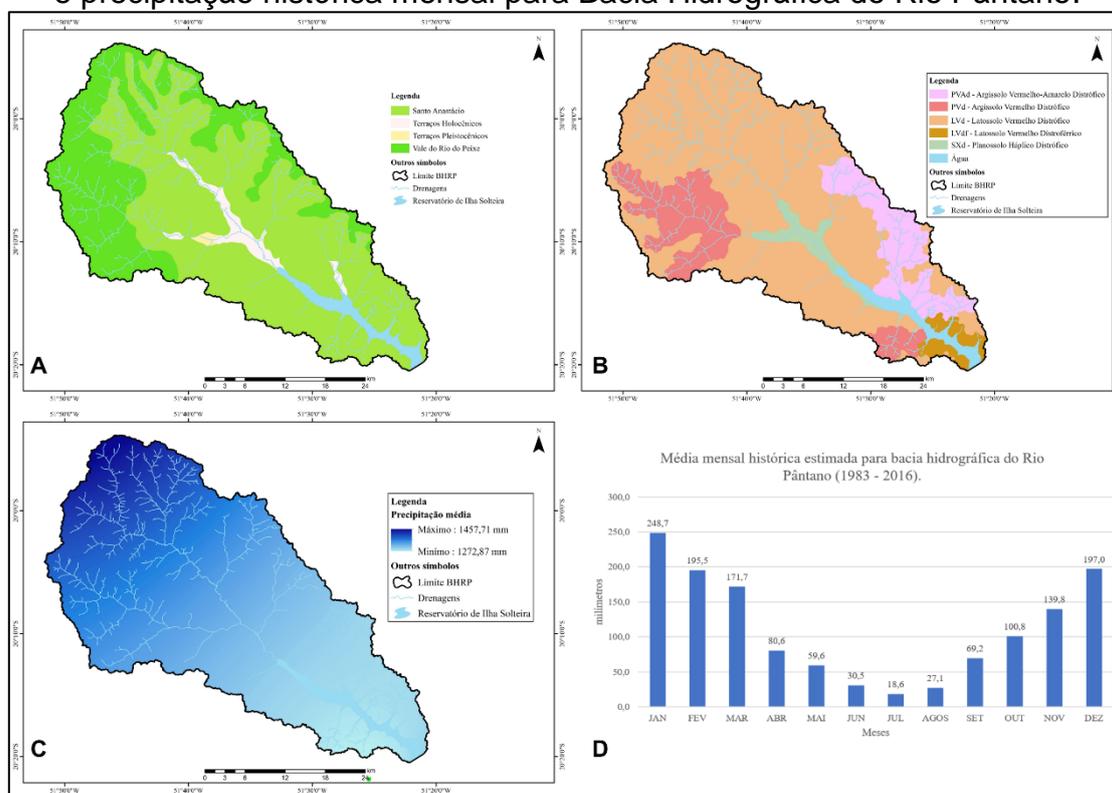
Referentes as classes dos Argissolos, são também solos bem intemperizados, com características marcante do aumento de argila do horizonte superficial A para o subsuperficial B, acompanhado de diferenciação de cores e outras características (IBGE, 2015). Apresenta entre suas classes grande heterogeneidade, podendo ser desde solos rasos a muito profundos, contendo alta ou baixa saturação por bases, arenosos ou argiloso em superfície e suas transições podem ocorrer de forma gradual ou abrupta, com vegetação natural de Florestas sendo a mais encontrada nestes solos (LEPSCH, 2010).

Por fim, a classe de Planossolos, são solos minerais, imperfeitamente ou mal drenados, horizonte superficial ou subsuperficial eluvial, contrastando em textura com o horizonte B, adensado com concentração de argila, diminuindo a permeabilidade (lenta a muito lenta), podendo constituir por vezes um horizonte “pã” (IBGE, 2015). Pode apresentar nas camadas superficiais textura mais arenosa, possuindo em sua maior parte, limitação físicas para o desenvolvimento da agricultura (LEPSCH, 2010).

Em relação a precipitação (Figuras 1-3 C e D), a BHRP apresenta uma precipitação média anual em torno de 1339,12 mm, tendo 60,8% das chuvas concentradas nos meses de dezembro (197 mm), janeiro (248,7 mm), fevereiro (195,5 mm) e março (171,7 mm); as menores precipitações encontram-se nos

meses de junho (30,5 mm), julho (18,6 mm) e agosto (27,1 mm). A espacialização da precipitação média, bem como a média histórica mês em milímetros estão representadas na Figura 1-3.

Figura 1-3: Formações geológicas, tipos de solos, precipitação média histórica e precipitação histórica mensal para Bacia Hidrográfica do Rio Pântano.



Fonte: IBGE, 2019; Oliveira, 2023.

1.5 REFERÊNCIAS

ABDETA, G. C.; TESEMMA, A. B.; TURA, A. L.; ATLABACHEW, G. H. Morphometric analysis for prioritizing sub-watersheds and management planning and practices in Gidabo Basin, Southern Rift Valley of Ethiopia. **Applied Water Science**, v. 10, n. 7, p. 1-15, 2020.

ABDULKAREEM, J. H.; PRADHAN, B.; SULAIMAN, W. N. A.; JAMIL, N. R. Prediction of spatial soil loss impacted by long-term land-use/land-cover change in a tropical watershed. **Geoscience Frontiers**, v. 10, n. 2, p. 389-403, 2019.

ABRÃO, C. M. R.; BACANI, V. M. Diagnóstico da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do Rio Santo Antônio, MS: Subsídio ao Zoneamento Ambiental. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 38, n. 3, p. 619-645, 2018.

ABURAS; M. M., HO, Y. M.; PRADHAN, B.; SALLEH, A. H.; ALAZAIZZA, M. Y. Spatio-temporal simulation of future urban growth trends using an integrated CA-Markov model. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 14, p. 1-12, 2021.

- ADAMI, S. F. A.; COELHO, R. M.; CHIBA, M. K.; MORAES, J. F. L. Environmental fragility and susceptibility mapping using geographic information systems: applications on Ribeirão do Pinhal watershed (Limeira, State of São Paulo). **Acta Scientiarum. Technology**, v. 34, n. 4, p. 433-440, 2012.
- AITHAL, B. H.; VINAY, S.; RAMACHANDRA, T. V. Landscape dynamics modeling through integrated Markov, Fuzzy-AHP and cellular automata. In: **2014 IEEE Gescience and Remote Sensing Symposium**. IEEE, p. 3160-3163, 2014.
- AMARAL, R.; ROSS, J. L. S. As unidades ecodinâmicas na análise da fragilidade ambiental do parque estadual do morro do Diabo e entrono, Teodoro Sampaio/SP. **GEOUSP – Espaço e Tempo**, São Paulo nº 26, p. 59 – 78, 2009.
- AMERI, A. A.; POURGHASEMI, H. R.; CERDA, A. Erodibility prioritization of sub-watersheds using morphometric parameters analysis and its mapping: A comparison among TOPSIS, VIKOR, SAW, and CF multi-criteria decision making models. **Science of the Total Environment**, v. 613, p. 1385-1400, 2018.
- AMORIM, A. T.; LOPES, E. R. N.; SOUSA, J. A. P., SILVA, R. C. F.; SOUZA, J. C.; LOURENÇO, R. W. Geomorphometric environmental fragility of a watershed: a multicriteria spatial approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 12, p. 850, 2021.
- ANISH, A. U.; BAIJU, K. R.; THOMAS, P. K.; ANNS, M.; RAJKUMAR, P. B.; BABU, S. Status of GIS-enabled morphometric analysis of river basins of Kerala, Southern India: A review and assessment. **Regional Studies in Marine Science**, v. 44, 2021.
- BACANI, V. M.; SAKAMOTO, A. Y.; LUCHIARI, A.; QUÉNOL, H. Sensoriamento Remoto e SIG aplicados à avaliação da Fragilidade Ambiental de bacia hidrográfica. **Mercator**, Fortaleza, v. 14, n. 2, p. 119-135, mai./ago.2015.
- BACANI, V. M.; SAKAMOTO, A.Y.; QUÉNOL, H.; VANNIER, C.; CORGNE, S. Markov chains-cellular automata modelig and multicriterial analysis of land cover change in the Lower Nhecolândia subregion of the Brazilian Pantanal wetland **Journal of Applied remote sensing**, v. 10, n. 1, 2016.
- BARAKAT, A. E J.; KHELLOUK, R.; RAIS, J.; BAGHDADI, M. E. Remote sensing and GI techniques for prediction of land use land cover change effects on soil erosion in the high basin of the Oum Er Rbia River (Morocco). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 13, p. 361-374, 2019.
- BEHERA, M. D.; BORATE, S. N.; PANDA, S. N.; BEHERA, P. R.; ROY, P. S. Modelling and analyzing the watershed dynamics using Cellular Automata (CA) – Markov model – A geo-information based approach. **Journal of Earth System Science**, v. 121, n. 4, p. 1011-1024, 2012.
- BRAGA, B. P. F.; FLECHA, R.; PENA, D. S.; KELMAN, J. Pacto federativo e gestão de águas. **Dossiê Água – Estudos avançados**, v. 22, p. 17-42, 2008.
- BRASIL. Decreto nº 4.297, de 10 de julho de 2002. Regulamenta o art. 9º, inciso II, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, estabelecendo critérios para o

Zoneamento Ecológico-Econômico do Brasil – ZEE, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**,

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: seção I, Brasília, DF, 2 set. 1981.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, v. 5, 2 set. 1981.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 9 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**: seção I, Brasília, DF, n. 6, p. 470-474, 9 jan. 1997.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 9 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**: seção I, Brasília, DF, n. 6, p. 470-474, 9 jan. 1997.

BROVKIN, V.; BOYSEN, L. ARORA, V. K.; BOISIER, J. P.; CADULE, P.; CHINI, L.; CLAUSSEN, M.; FIEDLINGSTEIN, P.; GAYLER, V.; VAN DEN HURK, B. J. J. M.; HURTTM G. C.; JONES, C. D.; KATO, E.; NOBLET-DUCOUDRÉ. N.; PACIFICO, F.; PONGRATZ, J.; WEISS, M. Effects of anthropogenic Land-Use and Land-Cover Changes on Climate and Land Carbon Storage in CMIP5 Projections for the Twenty-First Century. **Journal of Climate**, v. 26, n. 18, p. 6859-6881, 2013.

BRUGNOLLI, R. M. Zoneamento Ambiental para o sistema cárstico da bacia hidrográfica do Rio Formoso, Mato Grosso do Sul. 2020. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Geografia, UFGD, Dourados, 2020.

CABRAL, J. B. P.; ROCHA, I. R.; MARTINS, A. P.; ASSUNÇÃO, H. F.; BECEGATO, V. A. Mapeamento da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio Doce (GO), utilizando técnicas de geoprocessamento. **GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia Y Tecnologia De La Información Geográfica**, v. 11, p. 56-69, 2014.

CAI, Y.; XU, W.; JI, D.; YANG, Z.; FU, Q. Material flow analysis of the nitrogen loading to surface water of Miyun reservoir watershed under uncertainty. **Journal of leaner Production**, v. 353, n. 15, 2022.

CAMPOS, J. A.; SILVA, D. D.; MOREIRA, M. C.; MENEZES FILHO, F. C. M. Environmental fragility and land use capacity as instruments of environmental planning, Caratinga River basin, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, n. 7, p. 1-13, 2021.

CARVALHO BRAGA, C.; CABRAL, J. B. P.; LOPES, S. M. F.; BATISTA, D. F. Mapeamento da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do reservatório da UHE Caçu – Goiás. **Ciência e Natura**, v. 39, p. 81-98, 2017.

CARVALHO, A. T. F. Bacia hidrográfica como unidade de planejamento: Discussão sobre os impactos da produção social na gestão de recursos hídricos no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, Presidente Prudente, n. 42, v. 1, p. 140-161, jan-jun, 2020.

CARVALHO, R. G. As bacias hidrográficas enquanto unidades de planejamento e zoneamento ambiental no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, n. 36, volume especial, p. 26-43, 2014.

CASTRO, S. B.; CARVALHO, T. M. Análise morfométrica e geomorfológica da bacia hidrográfica do rio Turvo-GO, através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento. **Scientia plena**, v. 5, n. 2, 2009.

CHAGAS, C. S.; CARVALHO JUNIOR, W.; AMARAL, F. C. S.; BHERING, S. B.; PEREIRA, N. R.; GONÇALVES, A. O.; ZARONI, M. J.; SILVA, E. F.; BRANDÃO, E. S.; AGLIO, M. L. D.; AMORIM, A. M.; DANIEL FILHO, A. C. B.; LOPES, C. H. L.; TAKAGI, J. S.; FEVRIER, P. V. R.; PINHEIRO, T. D. Zoneamento agroecológico do Município de Nioaque, Estado de Mato Grosso do Sul. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**. Rio de Janeiro: Embrapa, 2007.

COSTA, C. W.; PIGA, F. G.; MORAES, M. C. P.; DORICI, M.; SANGUINETTO, E. C.; LOLLO, J. A.; MOSCHINI, L. E.; LORANDI, R.; OLIVEIRA, L. J. Fragilidade ambiental e escassez hídrica em bacias hidrográficas: Manancial do Rio das Araras – Araras, SP. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH**, v. 20, n. 4, p. 946-958, 2015.

COSTA, F. A. **Zoneamento Ambiental e Serviços Ecossistêmicos: aplicabilidade no contexto brasileiro**. 2019. Tese de Doutorado, Programa de Pós-graduação em Geografia, Universidade de Brasília, 2019, 212 p.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S.; HERNANDEZ FILHO, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA, C. C.F. **Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento aplicados ao Zoneamento Ecológico-Econômico e ao Ordenamento Territorial**. São José dos Campos: Inpe, 2001.

CRUZ, L. M.; PINESE JÚNIOR, J. F.; RODRIGUES, S. C. Abordagem cartográfica da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do Glória – MG. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, v. 03, n. 62, p. 505-516, 2010.

CUNHA, E. R.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, R. M.; PANACHUKI, E.; OLIVEIRA, P. T. S.; OLIVEIRA, N. S.; FALCÃO, K. S. Assessment of current and future land use/cover changes in soil erosion in the Rio da Prata basin (Brazil). **Science of The Total Environment**, v. 818, 2022.

DALSTEIN, F.; NAQVI, A. 21st Century water withdrawal decoupling: A pathway to a more water-wise world? **Water Resources and Economics**, v. 38, 2022.

DOHA, A. G.; SOUZA, L. C.; SUGAMOSTO, M. L. Determinação da fragilidade ambiental utilizando técnicas de suporte à decisão e SIG. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v. 10, p. 175-181, 2006.

DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. de. Qualidade da água de nascentes em diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 1, p.

DUVEILLER, G.; CAPORASO, L.; ABAD-VIÑAS, R. A.; PERUGINI, L.; ARNETH, G. G. A.; CESCATTI, A. Local biophysical effects of land use and land cover change: towards an assessment tool for policy makers. **Land Use Policy**, v. 91, p. 104382, 2020.

EL JAZOULI, A.; BARAKAT, A.; KHELLOUK, R.; RAIS, J.; EL BAGHDADI, M. Remote sensing and GIS techniques for prediction of land use land cover change effects on soil erosion in the high basin of the Oum Er Rbia River (Morocco). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 13, p. 361-374, 2019.

FERNANDES, L. A.; COIMBRA, A. M. Revisão Estratigráfica da Parte Oriental da Bacia Bauru (Neocretáceo). **Revista Brasileira de Geociências**, v. 30, p. 717-728, 2000.

FERREIRA, C. C.; PIROLI, E. L. Zoneamento Ambiental das Paisagens: Estudo de Caso do Alto Curso da Bacia Hidrográfica do Rio Sucuriú, Mato Grosso do Sul – Brasil. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 36, n. 2, mai/ago. 2016.

FIERZ, M. S. **As abordagens sistêmica e do equilíbrio dinâmico na análise da fragilidade ambiental do litoral do estado de São Paulo: contribuição à geomorfologia das planícies costeiras**. 2008, Tese de Doutorado, Programa de Pós-graduação em Geografia Física, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, 2008.

GASHAW, T.; TULU, T.; ARGAW, M.; WORQLUL, A. W. Modeling the hydrological impacts of land use/land cover changes in the Andassa watershed, Blue Nile Basin, Ethiopia. **Science of The Total Environment**, v. 619, p. 1394-1408, 2018.

GETACHEW, B.; MANJUNATHA, B. R.; BHAT, G. H. Assessing current and projected soil loss under changing land use and climate using RUSLE with Remote sensing and GIS in the Lake Tana Basin, Upper Blue Nile River Basin, Ethiopia. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, v. 24, n. 3, p. 907-918, 2021.

GONÇALVES, G. G. G.; DANIEL, O.; COMUELLO, É.; VITORINO, A. C. T.; ARAI, F. K. Determinação da fragilidade ambiental de bacias hidrográficas. **Revista Floresta**, v. 41, n. 4, 2011.

GONÇALVES, S. R. A.; ARAÚJO, R. R.; IMAI, N. N. Mapeamento do grau de fragilidade com processo analítico hierárquico e operadores fuzzy gama na detecção de áreas de fragilidade ambiental. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 68/2, p. 327-337, 2016.

GUERREIRO, J. V. R.; PESTANA, L. F. A.; SOARES, J. A. H.; RUIZ, I. H.; MOSCHINI, L. E. Carta de vulnerabilidade natural como instrumento de apoio ao Zoneamento Ecológico-Econômico do município de Pirassununga (São Paulo). **Revista Brasileira de Sensoriamento Remoto**, v. 2, n. 2, p. 25-42, 2021.

GUIRRA, A. P. M.; SANTOS, C. A. M.; NOGUEIRA, C. E. A evolução metodológica de fragilidade ambiental no Brasil e seu aspecto transdisciplinar. **SINAPEQ**, IV Simpósio Nacional sobre Pequenas Cidades – Cidades pequenas: dinâmicas, escalas e redes. UFU, Ituiutaba-MG, 22 a 25 de novembro, 2016.

HAMAD, R.; BALZTER, H.; KOLO, K. Predicting Land Use/Land Cover Changes Using a CA-Markov Model under Two Different Scenarios. **Sustainability**, v. 10, n. 10, p. 3421, 2018.

HAMAD, R.; BALZTER, H.; KOLO, K. Predicting land use/land cover changes using a CA-Markov model under two different scenarios. **Sustainability**, v. 10, n. 10, p. 3421, 2018.

HAN, H.; YANG, C.; SONG, J. Scenario Simulation and the Prediction of Land Use and Land Cover Change in Beijing, China. **Sustainability**, v. 7, n. 4, p. 4260-4279, 2015.

HASAN, M. E.; NATH, B.; SARKER, A. R.; WANG, Z.; ZHANG, L.; YANG, X.; SOUZA, M. Applying multi-temporal Landsat satellite data and markov-cellular automata to predict forest cover change and forest degradation of Sundarban reserve forest, Bangladesh. **Forests**, v. 11, n. 9, p. 1016, 2020.

IBGE, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico de pedologia**. Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 3ª Ed. Rio de Janeiro: IBGE, 430 p. 2015.

IBGE, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapeamento de Recursos Naturais do Brasil escala 1:250.000**. Informações ambientais – Pedologia, versão 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/pedologia/10871-pedologia.html?=&t=downloads>. 2019b.

IBGE, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapeamento de Recursos Naturais do Brasil escala 1:250.000**. Informações ambientais – Geologia, versão 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/geologia/15822-geologia-1-250-000.html?=&t=downloads>. 2019a.

KARIMI, H.; JAFARNEZHAD, J.; KHALEDI, J.; AHMADI, P. Monitoring and prediction of land use/land cover changes using CA-Markov model: a case study of Ravansar County in Iran. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 11, n. 19, p. 1-9, 2018.

KAWAKUBO, F. S.; MORATO, R. G.; CAMPOS, K. C.; LUCHIARI, A.; ROSS, J. L. S. Caracterização empírica da fragilidade ambiental utilizando geoprocessamento. **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Goiânia, Brasil, p. 16-21, 2005.

KESHTKAR, H.; VOIGT, W. A spatiotemporal analysis of landscape change using an integrated Markov chain and cellular automata models. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 2, p. 1-13, 2016.

KOKO, A. F.; YUE, W.; ABUBAKAR, G. A.; HAMED, R.; ALABSI, A. A. N. Monitoring and predicting spatio-temporal land use/land cover changes in Zaria

City, Nigeria, through an integrated cellular automata and markov chain model (CA-Markov). **Sustainability**, v. 12, n. 24, p. 10452, 2020.

LEAL, A. C. Planejamento ambiental de bacias hidrográficas como instrumento para o gerenciamento de recursos hídricos. **Revista Entre-Lugar**, v. 3, n. 6, p. 65-84, 2012.

MANFRÉ, L. A.; SILVA, A. M.; URBAN, R. C.; RODGERS, J. Environmental fragility evaluation and guidelines for environmental zoning: a study case on Ibiuna (the Southeastern Brazilian region). **Environmental Earth Sciences**, v. 69, p. 947-957, 2013.

MANSOUR, S.; AL-BELUSHI, M.; AL-AWADHI, T. Monitoring land use and land cover changes in the mountainous cities of Oman using GIS and CA-Markov modelling techniques. **Land Use Policy**, v. 91, 2020.

MANSOUR, S.; AL-BELUSHI, M.; AL-AWADHI, T. Monitoring land use and land cover changes in the mountainous cities of Oman using GIS and CA-Markov modelling techniques. **Land use policy**, v. 91, p. 104414, 2020.

MARCON, A. K.; LINGNAU, C.; GALVÃO, F. Environmental Fragility of the Iraí River Basin – Water Supply Source for Curitiba, Paraná. **Revista Floresta**, Curitiba, PR, v.51, n. 4, p. 810-819, 2021.

MARIYE, M.; MARIYO, M.; CHANGMING, Y.; TEFFERA, Z. L.; WELDEGEBRIAL, B. Effects of land use and land cover change on soil erosion potential in Berhe district: a case study of Legedadi watershed, Ethiopia. **International Journal of River Basin Management**, v. 20, n. 1, 2022.

MASSA, E. M.; ROSS, J. L. S. Aplicação de um modelo de fragilidade ambiental relevo-solo na Serra da Cantareira, bacia do Córrego do Bispo, São Paulo-SP. **Revista do Departamento de Geografia – USP**, v. 24, p. 57-79, 2012.

MATO GROSSO DO SUL. **Macrozoneamento Geoambiental do Estado de Mato Grosso do Sul**. Secretária de Planejamento e Coordenação Geral – SEPLAN-MS, Fundação Instituto de Apoio ao Planejamento do Estado – FIPLAN-MS, Coordenadoria de Geografia e Cartografia – COGEC, Secretaria de Planejamento e Coordenação da Presidência da República, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências – DGC, Departamento Regional de Geociências em Goiás – DRG/GO, 242 p., 1989.

MATO GROSSO DO SUL. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado de Mato Grosso do Sul, segunda aproximação: Elementos para construção da sustentabilidade do território sul-mato-grossense**. Governo do Estado de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, 2015.

MATO GROSSO DO SUL. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado de Mato Grosso do Sul, primeira aproximação**. Governo do Estado de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, 2009.

MENDONÇA ASCIUTTI, G. A. **Mapeamento da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio do Quilombo – São Carlos/SP**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, campus de São Carlos, 104 p., 2019.

MOHAMED, A.; WORKU, H. Simulating urban land use and cover dynamics using cellular automata and Markov chain approach in Addis Ababa and the surrounding. **Urban Climate**, v. 31, 2020.

MOHAMED, A.; WORKU, H. Simulating urban land use and cover dynamics using cellular automata and Markov chain approach in Addis Ababa and the surrounding. **Urban Climate**, v. 31, p. 100545, 2020.

MORADI, F.; KABOLI, H. S.; LASHKARARA, B. Projection of future land use/cover change in the Izeh-Pyon Plain of Iran using CA-Markova model. **Arabian Journal os Geosciences**, v. 13, n. 19, p. 1-17, 2020.

MOROZ-CACCIA GOUVEI, I. C.; ROSS, J. L. S. Fragilidade ambiental: uma proposta de aplicação de geomorphons para a variável relevo. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 37, p. 123-136, 2019.

NATH, B.; WANG, Z.; GE, Y.; ISLAM, K. P.; SINGH, R.; NIU, Z. Land use and land cover change modeling and future potencial landscape risk assessment using Markov-CA model and analytical hierarchy process. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 9, n. 2, p. 134, 2020.

NEUPANE, R. P.; KUMAR, S. Estimating the effects of potential climate and land use changes on hydrologic processes of a large agriculture dominated watershed. **Journal of Hydrology**, v. 529, n. 1, p. 418-429, 2015.

OCHOA-CUEVA, P. FRIES, A.; MONTESINOS, P.; RODRÍGUEZ-DÍAZ, J. A.; BOLL, J. Spatial Estimation of Soil Erosion Risk by Land-cover Change in the Andes of Southern Ecuador. **Land Degradation & Development**, v. 26, n. 6, p. 565-573, 2015.

OLIVEIRA, I. S. D. **A contribuição do zoneamento ecológico econômico na avaliação de impacto ambiental: bases e propostas metodológicas**. 2004. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

OLIVEIRA, P. C. A.; RODRIGUES, G. S. S. C.; RODRIGUES, S. C. Fragilidade ambiental e uso do solo da bacia hidrográfica do Córrego Pindaíba, Uberlândia, MG, Brasil. **Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 3, n. 1, p. 54-67, 2008.

OLIVEIRA, P. C. A.; RODRIGUES, G. S. S. C.; RODRIGUES, S. C. Fragilidade ambiental e uso do solo da bacia hidrográfica do Córrego Pindaíba, Uberlândia, MG, Brasil. **Ambiente & Água – Na Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 3, n. 1, p. 54-67, 2008.

OLIVEIRA-ANDREOLI, E. Z.; MORAES, M. C. P.; FAUSTINO, A. S.; VASCONCELOS, A. F.; COSTA, C. W.; MOSCHINI, L. E.; MELANDA, E. A.; JUSTINO, E. A.; DI LOLLO, J. A.; LORANDI, R. Multi-temporal analysis of land use land cover interference in environmental fragility in a Mesozoic basin, southeastern Brazil. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 12, 2021.

PAMBUDI, A. S. Watershed management in Indonesia: A regulation, institution, and policy review. *Jurnal Perencanaan Pembangunan: The Indonesian Journal of Development Planning*, v. 3, n. 2, p. 185-202, 2019.

PEDROSA, B. M.; CÂMARA, G. Modelagem Dinâmica e Geoprocessamento. In: DRUCK, S.; CARVALHO, M. S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. V. M. **Análise Espacial de Dados Geográficos**. Brasília, EMBRAPA, 2004.

PEREIRA, N. R.; BHERING, S. B.; CHAGAS, C. S.; CARVALHO JUNIOR, W.; AMARAL, F. C. S.; ZARONI, M. J.; GONÇALVES, A. O.; SILVA, E. F.; AGLIO, M. L. D. Zoneamento agroecológico do município de Bodoquena, estado do Mato Grosso do Sul. **XXXII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, Fortaleza: UFC, 2009.

PIRES, L. C.; SILVA, L. F.; MENDONÇA, B. G.; BACANI, V. M. Análise da fragilidade ambiental do município de Aquidauana-MS. **Caderno de Geografia**, v. 25, n. 43, 2015.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, v. 22, p. 43-60, 2008.

PRĀVĀLIE, R. Major perturbations in the Earth's forest ecosystems. Possible implications for global warming. **Earth-Science Reviews**, v. 185, p. 544-571, 2018.

PRESTELE, R.; ALEXANDER, P.; ROUNSEVELL, M. D. A.; ARNETH, A.; CALVIN, K.; DOELMAN, J.; EITELBERG, D. A.; ENGSTRÖM, K.; FUJIMORI, S.; HASEGAWA, T.; HAVLIK, P.; HUMPENÖDER, F.; JAIN, A. K.; KRISZTIN, T.; KYLE, P.; MEIYAPPAN, P.; POPP, A.; SANDS, R. D.; SCHALDACH, R.; SCHÜNGEL, J.; STEHFEST, E.; TABEAU, A.; VAN MEIJL, H.; VAN VLIET, J.; VERBUNG, P. H. Hotspots of uncertainty in land-use and land-cover change projections: a global-scale model comparison. **Global Change Biology**, v. 22, p. 3967-3983, 2016.

QUEIROZ JUNIOR, V. S.; CABRAL, J. B. P.; ROCHA, I. R.; BARCELOS, A. Uso de Geotecnologias na caracterização da fragilidade ambiental da bacia da UHE Foz do Rio Claro (GO). **GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica**, n. 15, p. 193-212, 2015.

REN, Y.; LÜ, Y.; COMBER, A.; FU, B.; HARRIS, P.; WU, L. Spatially explicit simulation of land use/land cover changes: Current coverage and future prospects. **Earth-Science Reviews**, v. 190, p. 398-415, 2019.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; McCOOL, D. K.; YODER, D. C. **Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. Agriculture handbook, 1996.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; McCOOL, D. K.; YODER, D. C. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook, nº 703, 404, 1997.

RIMAL, B.; ZHANG, L.; KESHTKAR, H.; WANG, N.; LIN, Y. Monitoring and modeling of spatiotemporal urban expansion and land-use/land-cover change using integrated Markov chain cellular automata model. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 6, n. 9, p. 288, 2017.

- ROSA, R. Geotecnologias na geografia aplicada. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 16, p. 81-90, 2005.
- ROSA, R. Geotecnologias na geografia aplicada. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 16, p. 81-90, 2005.
- ROSA, R. M.; FERREIRA, V. O. Vulnerabilidade natural à perda de solos na unidade de planejamento e gestão dos recursos hídricos afluentes mineiros do Baixo Paranaíba. **Revista Geoaraguaia**, v. 11, n. 1, p. 107-131, 2021.
- ROSS, J. L. S. Análise e síntese na abordagem geográfica da pesquisa para o planejamento ambiental. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 9, p. 65-75, 1995.
- ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 8, p. 63-74, 1994.
- ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 8, p. 63-74, 1994.
- SANG, L.; ZHANG, C.; YANG, J.; ZHU, D.; YUN, W. Simulation of land use spatial pattern of towns and villages based on CA-Markov model. **Mathematical and Computer Modelling**, v. 54, n. 3-4, p. 938-943, 2011.
- SANTOS, A. P.; SANTIL, F. L. P.; OLIVEIRA, P. S.; ROVEDA, J. A. F. Utilização da Lógica Fuzzy como suporte ao Zoneamento Ambiental: um estudo de caso em Paracatu – MG. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 4, p. 2352-2368, 2021.
- SANTOS, J. R. U.; MARCHIORO, E. Análise empírica da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Duas Bocas, Espírito Santo, Brasil. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 39, p. 72-87, 2020.
- SANTOS, M. R. R.; RANIERI, V. E. L. Critérios para análise do Zoneamento Ambiental como instrumento de planejamento e ordenamento territorial. **Ambiente & Sociedade**, v. 16, p. 43-60, 2013.
- SANTOS, R. F. Etapas, Estruturas e Instrumentos do Planejamento Ambiental. In: **Planejamento Ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Oficina de Textos, 2004.
- SCHNEIDER, V. E.; SANTOS, G. M.; PERESIN, D.; CARRA, S. H. Z.; CEMIN, G.; SILVA REHBEIN, C. L. Zonificación Ecológico-Económica de una pequeña cuenca de captación ubicada em el sur de Brasil: desarrollo y comparación 3 años Después de la propuesta. **High Tech=Engineering Journal**, v. 2, n. 2, p. 2-19, 2022.
- SENANAYAKE, S.; PRADHAN, B.; HUETE, A.; BRENNAN, J. Assessing Soil Erosion Hazards Using Land-Use Change and Landslide Frequency Ratio Method: A Case Study of Sabaragamuwa Province, Sri Lanka. **Remote Sensing**, v. 12, n. 9, 2020.
- SERPA, D.; NUNES, J. P.; SANTOS, J.; SAMPAIO, E.; JACINTO, R.; VEIGA, S.; LIMA, J. C.; MOREIRA, M.; CORTE-REAL, J.; KEIZER, J. J.; ABRANTES, N. Impacts of climate and land use changes on the hydrological and erosion

processes of two contrasting Mediterranean catchments. **Science of the Total Environment**, v. 538, n. 15, p. 64-77, 2015.

SHARMA, A.; TIWARI, K. N.; BHADORIA, P. B. S. Effect of land use land cover change on soil erosion potential in na agricultural watershed. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 173, p. 789-801, 2011.

SILVA, A. A. M.; BACANI, V. M. Fragilidade Ambiental no Município de dois Irmãos do Buriti – MS. **Revista Pantaneira**, v. 20, 2021.

SILVA, E. F.; CARVALHO JUNIOR, W.; CHAGAS, C. S.; BHERING, S. B.; AMARAL, F. C. S.; PEREIRA, N. R.; GONÇALVES, A. O.; ZARONI, M. J. AGLIO, M. L. D. Zoneamento agroecológico do estado de Mato Grosso do Sul – município de Miranda. **XXXII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, Fortaleza: UFC, 2009.

SILVA, J. S. V.; SANTOS, R. F. **Estratégia metodológica para zoneamento ambiental: a experiência aplicada na Bacia Hidrográfica do Alto Rio Taquari**. Campinas: Embrapa informática Agropecuária, 329 p., 2011.

SILVA, L. F.; BACANI, V. M. Análise da Fragilidade Ambiental e das Áreas de Preservação Permanente da Bacia Hidrográfica do Córrego Fundo, Município de Aquidauana-MS. **Caderno de Geografia**, v. 27, n, 49, 2017.

SILVA, L. F.; CUNHA, E. R.; BACANI, V. M. Zoneamento ambiental de bacia hidrográfica ocupada por assentamento rural: estudo de caso do Córrego Indaiá-MS. **Geografia Ensino & Pesquisa**, v. 22, 2018.

SILVA, L. P.; MARTINS, A. P. Fragilidade Ambiental e Zoneamento Ecológico Econômico da Bacia Hidrográfica do Rio Preto – Estado de Goiás – Brasil. **GOT: Revista de Geografia e Ordenamento do Território**, Ed. 21, p. 63-87, 2021.

SILVA, M. M. A. P. M.; FARIA, S. D.; MOURA, P. M. Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba (MG). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, p. 133-143, 2017.

SILVA, P. V.; PIROLI, E. L.; PINTO, A. L. Água e turismo na bacia do rio Formoso em Bonito-MS: Percepção dos Turistas. **Revista Formação (Online)**, v. 2, n. 23, p. 287-310, 2016.

SILVEIRA, A. L. L. Ciclo Hidrológico e Bacia Hidrográfica. In: TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2ª ed. 2ª reimpr. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, ABRH, 2001.

SLEETER, B. M.; SOHL, T. L.; BOUCHARD, M. A.; REKER, R. R.; SOULARD, C. E.; ACEVEDO, W.; GRIFFITH, G. E.; SLEETER, R. R.; AUCH, R. F.; SAYLER, K. L.; PRISLEY, S.; ZHU, Z. Scenarios of land use and land cover change in the conterminous United States: Utilizing the special report on emission scenarios at ecoregional scales. **Global Environmental Change**, v. 22, n. 4, p. 896-914, 2012.

SMIRAGLIA, D.; CECCARELLI, T.; BAJOCOCO, S.; SALVATI, L.; PERINI, L. Linking trajectories of land change land degradation processes and ecosystem services. **Environmental research**, v. 147, p. 590-600, 2016.

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

SOUZA, M. M.; GASTALDINI, M. C. C. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 263-274, 2014.

SPRÖL, C.; CASTRO, E. G.; LUCHIARI, A. Aplicação de Redes Neurais Artificiais na Construção de Modelos de Fragilidade Ambiental. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 21, p. 113-135, 2011.

TADESSE, L.; SURTABHAGAVAN, K. V.; SRIDHAR, G.; LEGESSE, G. Land use and land cover changes and Soil erosion in Yezat Watershed, North Western Ethiopia. **Internation Soil and Water Conservation Reserarch**, v. 5, n. 2, p. 85-94, 2017.

TASSER, E.; LEITINGER, G.; TAPPEINER, U. Climate change versus land-use change – What effects the mountin landscapes more? **Land use policy**, v. 60, p. 60-72, 2017.

TEIXEIRA, T. M. A.; OLIVEIRA, V. P. V.; TEIXEIRA, A. C. O. Fragilidade Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio São João de Tiba, Extremo Sul da Bahia. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 04, p. 1941-1956, 2021.

TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Uniara**, n. 20, p. 137-156, 2007.

TIRUPATHI, C.; SHASHIDHAR, T. Investigating the impact of climate and land-use land cover changes on hydrological prections over the Krishna river basin under presente and future scenarios. **Science of the Total Environment**, v. 721, 2020.

TRICART, J. **Ecodinâmica**. Superintendência de Recursos Naturais e Meio Ambiente, Secretaria de Planejamento da Presidência da República, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria Técnica, 1977.

TRICART, J. **Ecodinâmica**. Superintendência de Recursos Naturais e Meio Ambiente, Secretaria de Planejamento da Presidência da República, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria Técnica, 1977.

TROMBETA, L. R.; LEAL, A. C. Planejamento ambiental e Geoecologia das paisagens: contribuições para a bacia hidrográfica do córrego Guaçarinha, Município de Álvares Machado, São Paulo, Brasil. **Revista Formação (Online)**, v. 3, n. 23, p. 187-216, mai. ago. 2016.

VALLE, I. C.; FRANCELINO, M. R.; PINHEIRO, H. S. K. Mapeamento da Fragilidade Ambiental na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 23, p. 295-308, 2016.

- VERBURG, P. H.; SCHOT, P. P.; DIJST, M. J.; VELDKAMP, A. Land use change modelling: current practice and research priorities. **GeoJournal**, v. 61, n. 4, p. 309-324, 2004.
- VICK, E. P. Análise multitemporal e modelagem preditiva das mudanças no uso da terra e cobertura vegetal na bacia hidrográfica do rio Pântano-MS. 2019. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Três Lagoas, MS.
- VICK, E. P.; BACANI, V. M. Prediction of the future scenario of the expansion of areas of forestry into the Brazilian cerrado using a cellular automata Markov Chain model. **Mercator** (Fortaleza), v. 18, 2019.
- VICK, E. P.; SILVA, E. R. S.; BACANI, V. M.; LIMA, C. G. R.; PELUCO, A. A.; GRADELLA, F. S.; DECCO, H. F.; OLIVEIRA, V. F. R.; FERREIRA NETO, M.; BRITO, R. M. Avaliação da fragilidade ambiental como subsídio para gestão ambiental na bacia hidrográfica do Ribeirão do Beltrão – MS. **GeoUERJ**, n. 39, 2021.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses – A guide to conservation planning**. Washington, USDA, 1978, 58 p.
- XU, Y.; LUO, D.; PENG, J. Land use change and soil erosion in the Maotiao River watershed of Guizhou Province. **Journal of Geographical Sciences**, v. 21, n. 6, p. 1138-1152, 2011.
- YAN, F.; ZHANG, S.; LIU, X.; CHEN, D.; CHEN, J.; BU, K.; YANG, J.; CHANG, L. The effects of spatiotemporal changes in land degradation on ecosystem services values in Sanjiang Plain, China. **Remote Sensing**, v. 8, n. 11, p. 917, 2016.
- YAN, R.; CAI, Y.; LI, C.; WANG, X.; LIU, Q. Hydrological Responses to Climate and Land Use Changes in a Watershed of the Loess Plateau, China. **Sustainability**, v. 11, n. 5, p. 1443, 2019.
- YENENEH, N.; ELIAS, E.; FEYISA, G. L. Detection of land use/land cover and land surface temperature change in the Suha Watershed, North-Western highlands of Ethiopia. **Environmental Challenges**, v. 7, p. 100523, 2022.
- ZADBAGHER, E.; BECEK, K.; BERBEROGLU, S. Modeling land use/land cover change using remote sensing and geographic information systems: case study of the Seyhan Basin, Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 8, p. 1-15, 2018.
- ZARE, M.; PANAGOPOULOS, T.; LOURES, L. Simulating the impacts of future land use change on soil erosion in the Kasilian watershed, Iran. **Land Use Policy**, v. 67, p. 558-572, 2017.
- ZARONI, M. J.; PEREIRA, N. R.; CHAGAS, C. S.; BHERING, S. B.; CARVALHO JUNIOR, W.; AMARAL, F. C. S.; GONÇALVES, A. O.; DART, R. O.; AGLIO, M. L. D.; AMORIM, A. M.; LOPES, C. H. L. Zoneamento agroecológico do Município de Rio Verde de Mato Grosso – MS. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

ZHANG, Y.; CHANGB, X; LIU, Y.; LU, Y.; WNAG, Y.; LIU, Y. Urban expansion simulation under constraint of multiple ecosystem services (MESs) based on cellular automata (CA)-Markov model: Scenario analysis and policy implications. Scenario analysis and policy implications. **Land Use Policy**, v. 108, p. 105667, 2021.

Capítulo 2

MODELO DE FRAGILIDADE AMBIENTAL DE BACIA HIDROGRÁFICA ESTRUTURADA EM VARIÁVEIS MORFOMÉTRICAS

Resumo

A análise morfométrica com o emprego de Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) e Sensoriamento Remoto são essências para melhor conservação do solo e gestão de recursos hídricos. Essa associação, em conjunto com a aplicação da fragilidade ambiental se torna uma ferramenta poderosa para o planejamento ambiental. O objetivo deste capítulo foi elaborar um modelo de fragilidade ambiental para a bacia hidrográfica do rio Pântano (BHRP), utilizando-se de variáveis morfométricas e dados de sensoriamento remoto. Os procedimentos metodológicos fundamentaram-se na integração de parâmetros morfométricos espacialmente distribuídos (Fator de Forma (kf), Coeficiente de Compacidade (kc), Coeficiente de Circularidade (Ic), Integral Hipsometria (IH) e Densidade de Drenagem (Dd)), para o fator relevo empregou-se o coeficiente de rugosidade, associado a erosividade e erodibilidade, que combinados pelo método de sobreposição ponderada resultou na fragilidade potencial (considerando o meio físico-natural). Em seguida, a fragilidade potencial foi combinada por sobreposição ponderada com o uso e cobertura da terra, cujo resultado passou pela sobreposição booleana da planície fluvial. Foi realizada a análise por sub-bacias, tendo como princípio de escolha serem bacias com ordem igual ou maior que 3ª e estarem localizadas dentro de um único município, favorecendo assim, uma melhor gestão por parte das secretárias municipais de meio ambiente. Os resultados da análise morfométrica indicaram que a BHRP apresenta forma alongada e alargada, com baixa propensão a fenômenos de inundação em um período normal de precipitação; o valor da IH foi de 0,36, o que representa que a bacia se encontra em seu estágio maduro de evolução do relevo. As sub-bacias têm em sua média, baixa tendência a enchentes em um período normal de precipitação. O modelo foi validado com base em 106 pontos de processos erosivos observados em campo e imagens orbitais de alta resolução espacial. A fragilidade potencial para BHRP foi: muito baixa em 256,98 km² (19,05%); baixa em 223,09 km² (16,54%); média em 231,38 km² (17,15%); alta em 289,75 km² (21,48%) e muito alta em 347,80 km² (25,78%). As áreas de fragilidade ambiental são: muito baixa com 161,88 km² (12%), com presença de dois processos erosivos; baixa em 203,94 km² (15,12%), onde foram mapeados 13 processos erosivos; média para 226,86 km², onde foram encontrados 18 processos erosivos; alta em 292,42 km² (21,68%), com 21 processos erosivos e muito alta em 462,9 km² (34,39%), com 52 processos erosivos. Em áreas com fragilidade ambiental alta e muito alta, cerca de 27,83% e 45,2%, respectivamente, encontram-se fora de áreas que devem ser preservadas por lei – APP e Reserva Legal, sendo necessária uma atenção especial em relação a seu uso. Podemos concluir que a proposta de fragilidade ambiental utilizando variáveis morfométricas, o coeficiente de rugosidade do relevo, a erosividade e a erodibilidade apresentou excelentes resultados para identificação de diferentes níveis de fragilidade ambiental em associação a ocorrência de processos erosivos, apresentando potencial para subsidiar tomadores de decisão ligados ao planejamento ambiental.

Palavras-Chave: Lógica Fuzzy; Erosividade; Erodibilidade; Planejamento Ambiental; Fragilidade Potencial.

2.1 INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica está relacionada com toda a área de captação de água fluvial, que é capaz de escoar na forma de fluxo superficial acanalado, fluxo superficial não acanalado e fluxo subterrâneo, e não apenas a rede de canais, constituindo-se como a principal unidade de análise para a Geomorfologia Fluvial (STEVAUX; LATRUBESSE, 2017). Assim, a bacia hidrográfica é considerada um sistema (CHRISTOFOLETTI, 1999) e a escala de análise deste sistema deve ponderar sua compreensão de forma integrada, incluindo as relações das partes naturais deste e a conexão com as atividades antrópicas, com seus respectivos desdobramentos sobre os processos desenvolvidos, apoiando a gestão e o desenvolvimento de soluções para o planejamento ambiental (LI *et al.*, 2018).

Desta forma, no Brasil, através da Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 (BRASIL, 1997), que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), em seu art. 1º, inciso V, define-se a bacia hidrográfica como unidade territorial para implementação da PNRH e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SNGRH). Assim, a bacia hidrográfica é o elemento central para o planejamento, em que, para que ocorra a gestão dos recursos hídricos de maneira eficaz, a mesma deve ser realizada de forma integrada, considerando-se os aspectos físicos, sociais e os econômicos que se desenvolvem na bacia (CARVALHO, 2020).

A realização da análise morfométrica em bacias hidrográficas utilizando como aporte os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) são fundamentais para compreensão e avaliação destas, identificando áreas prioritárias para ações que privilegiem a conservação do solo e uma melhor gestão dos recursos naturais (PANDE; MOHARIR, 2017; ABDETA *et al.*, 2020; BHARATH *et al.*, 2021). Assim, a aplicação de análises quantitativas possibilita um entendimento significativo das condições e funcionalidades para uma bacia hidrográfica, relacionado principalmente ao seu comportamento hidrológico, sendo fundamental para gestão (RAMALHO; CABRAL; BARCELOS, 2019).

Neste contexto, análises morfométricas para caracterização e conhecimento em bacias hidrográficas, com o emprego das geotecnologias vem sendo utilizados amplamente no Brasil (GROHMANN, C. H. 2004; CASTRO; CARVALHO, 2009; ELESBON *et al.*, 2011; SANTOS *et al.*, 2012; ALVES *et al.*, 2016; PIRAJÁ; REZENDE FILHO, 2019; SOARES *et al.*, 2019) e ao redor do mundo (CHOPRA; DHIMAN; SHARMA, 2005; THAKKAR; DHIMAN, 2007; SINGH, P.; THAKUR, J. K.; SINGH, 2012; ROMERO *et al.*, 2015; LARA; PERUCCA; ROTHIS, 2018; GHOSH, HAMAD, R. 2020; GOPE, 2021).

A aplicação de análises morfométricas pode contribuir na compreensão da vulnerabilidade de terrenos a processos erosivos, oferecendo um aporte ao melhor ordenamento de bacias hidrográficas (SANTOS; SOBREIRA, 2008), em que, estudos como de Amorim *et al.*, (2021) avaliaram a utilização de dados morfométricos na construção de um modelo de fragilidade ambiental pautado no processo de análise hierárquica (AHP). Neste contexto, a análise da fragilidade ambiental (ROSS, 1994) e vulnerabilidade ambiental (CREPANI *et al.*, 2001), baseadas na proposta de ecodinâmica (TRICART, 1977), podem ser aplicadas em escala de análise para bacias hidrográficas, buscando a partir da modelagem destas, seja de formas individuais ou combinadas, a observação e produção de conhecimento de forma integrada do ambiente, fornecendo base para o planejamento ambiental (GONÇALVES *et al.*, 2011; SILVA, 2016; SANTOS; MARCHIORO, 2020; TEIXEIRA; OLIVEIRA; TEIXEIRA, 2021).

Em específico, na aplicação da fragilidade ambiental (ROSS, 1994; ROSS, 2012), há uma sistemática para esta metodologia, ao qual os níveis de fragilidade para o ambiente são representados por uma classe nominal e um conjunto de códigos associados, sendo: muito fraca (1), fraca (2), média (3), alta (4) e muito alta (5), dividindo-se em fragilidade potencial, que consiste na vulnerabilidade natural do meio físico-natural e fragilidade ambiental – ou como alguns autores apresentam, fragilidade emergente – que é a vulnerabilidade natural, associada aos diversos graus de proteção sobre esta área natural, estando representada pelos diversos graus de proteção possibilitados pelo uso e cobertura da terra (KAWUAKUBO *et al.*, 2005).

As técnicas de geoprocessamento e sua fácil aplicação com a melhoria dos SIGs ao longo do tempo, diversos pesquisadores realizaram adaptações com a finalidade de melhor diagnosticar os limites de utilização da terra. Guirra,

Santos e Nogueira (2016) ao analisarem a evolução das metodologias empregadas para desenvolvimento da fragilidade ambiental apontaram trabalhos que contribuíram com fundamentações de novas variáveis ou com adaptações, sendo apresentados alguns que foram citados pelos autores *op cit.* Donha, Souza e Sugamoto (2006), além de levarem em consideração a declividade e tipo de solos como variável, estes incorporaram a distância de nascentes, distância dos rios e a distância a partir da represa para consecução da fragilidade potencial e em sequência, realizaram a combinação com o uso e cobertura da terra para obtenção da fragilidade emergente (ambiental).

Sprol; Castro e Luchiari (2011) utilizaram redes neurais artificiais para analisar a fragilidade ambiental, não propondo uma metodológica para a construção de um modelo. Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade (BRASIL, 2018) em consonância ao emprego da análise da fragilidade ambiental, Bacani, *et al.* (2015) concluíram que a aplicação destas áreas como uma nova variável, associada aos valores de representação para as classes de fragilidade tornaram-se um importante modelo diagnóstico, contribuindo diretamente para o ordenamento territorial rural sustentável.

Neste cenário, a partir da importância de análises morfométricas em bacias hidrográficas e a busca por novas variáveis, associadas a diversas formas de consecução de um modelo de fragilidade ambiental (pautadas em Ross (1994)) que se dirigem para melhor representação do ambiente, este capítulo tem como objetivo o emprego de variáveis morfométricas (índices de forma, relevo e perfil) na análise da fragilidade ambiental para a bacia hidrográfica do Rio Pântano.

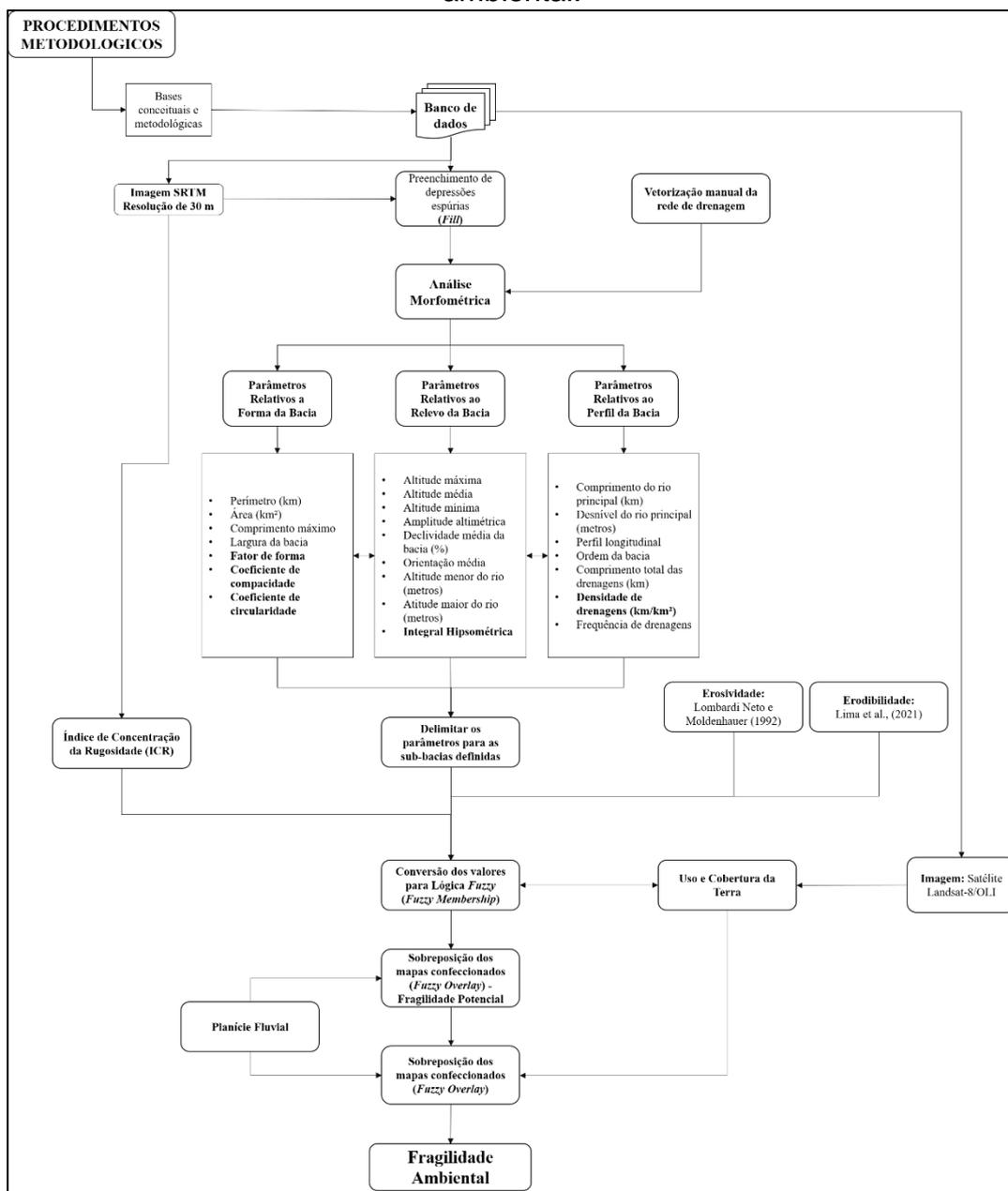
2.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Os procedimentos metodológicos desenvolvidos para a consecução dos parâmetros morfométricos deste trabalho tiveram como base equações e aplicações que podem ser encontradas em Horton (1945), Strahler (1952), Schumn (1956), Villela e Matos (1975), Cardoso *et al.* (2006), Sampaio e Augustin (2014a), Cunha e Bacani (2016), Garay e Agüero (2018) e Vale e Bordalo (2020), enquanto para elaboração dos modelos de fragilidade potencial

e ambiental foram alicerçados nos trabalhos de Ross (1994), Ross (2012) e Bacani *et al.* (2015) q

A Figura 2-1 aponta de maneira sintética as etapas que levaram a consecução dos dados morfométricos para BHRP e em seguida, suas respectivas aplicações para os modelos de fragilidade potencial e fragilidade ambiental.

Figura 2-1: Fluxograma contendo os procedimentos metodológicos utilizados no presente trabalho para o desenvolvimento do modelo de fragilidade ambiental.



Fonte: Autor, 2023.

Os procedimentos foram desenvolvidos no ambiente dos *softwares* ArcGIS 10.6® (ESRI, 2019a) e Global Mapper 13.2® (BLUE MARBLE GEOGRAPHICS, 2012). Utilizou-se da imagem do Radar SRTM (*Shuttle Rada Topography Mission*) (USGS, 2018), com resolução espacial de 30 metros, que teve como primeira etapa o pré-processamento, com a finalidade de corrigir as depressões espúrias, a partir da ferramenta *Fill* no *software* ArcGIS 10.6®. Após ser gerado o Modelo de Elevação Hidrologicamente Consistente (MDEHC), confeccionou-se os mapas de declividade (*ArcToolBox – Spatial Analyst Tools – Surface – Slope*), tendo como referência os intervalos de Embrapa (1979), e orientação de vertentes (*ArcToolBox – Spatial Analyst Tools – Surface – Aspect*), tendo como *input* para ambas operações o MDEHC. Ainda utilizando do *software* ArcGIS 10.6®, realizou-se a vetorização manual da rede de drenagem, na escala de 1:30.000, tendo como base a imagem de alta resolução espacial do catálogo de imagens *online* do próprio *software*. Este procedimento de vetorização manual se deu por não haver drenagens em uma escala consistida para ser utilizada com maior fidelidade para elaborar áreas de APPs e Nascentes no capítulo 3.

Para a caracterização morfométrica da BHRP, foram elaborados parâmetros que estão agrupados em: i) parâmetros relativos à forma da bacia; ii) parâmetros relativos ao relevo da bacia e; iii) parâmetros relativos ao perfil da bacia (composição e padrão da rede de drenagem) (GARAY; AGÜERO, 2018).

A Tabela 2-1 apresenta os parâmetros utilizados para a caracterização morfométrica e suas respectivas descrições, em que alguns serão destacados de melhor maneira sequencialmente, descrevendo de modo mais detalhado suas características e aplicações para a compreensão dos resultados deste trabalho.

Tabela 2-1: Parâmetros aplicados para caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Pântano

Parâmetros	Fórmula	Descrição	Fonte
Parâmetros Relativos a Forma da Bacia			
Área (km ²)	-	Área plana (projeção horizontal) contida dentro dos divisores topográficos	VILLELA; MATOS, 1975
Perímetro (km)	-	Comprimento do contorno da área da bacia	ORDOÑEZ GALVEZ, 2011
Comprimento Axial (km)	-	Distância entre o exutório e o ponto mais alto da bacia	GASPARINI <i>et al.</i> , 2013

Largura média da bacia	$Lm = \frac{A}{L}$	Obtida pela divisão entre a área da bacia (A) e o comprimento da bacia (L)	VILLELA; MATOS, 1975
Fator de forma de Horton	$Kf = \frac{A}{L^2}$	Relação entre a área da bacia (km ²) (A) e o comprimento do rio principal (L)	VILLELA; MATOS, 1975
Coeficiente de Compacidade ou índice de Gravelius	$Kc = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}}$	Relação entre o perímetro da bacia (P) e a circunferência de um círculo com área igual a bacia	VILLELA; MATOS, 1975
Índice de Circularidade	$Ic = 12,53 \frac{A}{P^2}$	Relação entre a área de bacia (A) (km ²) e o perímetro da bacia (P ²) (km)	SALIS <i>et al.</i> , 2019
Parâmetros Relativos ao Relevo da Bacia			
Altitude máxima	HM	É a maior cota altimétrica localizada dentro da bacia	GARAY; AGÜERO, 2018
Altitude mínima	Hm	É a menor cota altimétrica localizada dentro da bacia	GARAY; AGÜERO, 2018
Amplitude altimétrica	$DA = HM - Hm$	Valor de diferença entre a cota mais alta e a cota mais baixa	STIPP <i>et al.</i> , 2010
Declividade para a bacia	-	Ângulo de inclinação da superfície em relação ao plano horizontal	VALERIANO (2008)
Declividade média da bacia (%)	$J = 100 \left(\frac{\sum Li * E}{A} \right)$	Média ponderada de inclinações de todas as superfícies da bacia, com a linha de inclinação máxima permanecendo constante	ASENSIO <i>et al.</i> , 2011
Histograma de frequência de altitude	-	Representação da superfície em km ² ou %, compreendida em cotas, sendo a altitude média do intervalo das cotas a representação das classes.	ASENSIO <i>et al.</i> , 2011
Curva Hipsométrica	-	Representa a área drenada variando através da superfície da bacia	ASENSIO <i>et al.</i> , 2011
Parâmetros Relativos ao Perfil da Bacia			
Comprimento do rio principal (km)	-	Definido pela somatória do comprimento dos cursos d'água que formam o canal principal que escoam pela bacia	GASPARINI <i>et al.</i> , 2013
Hierarquia fluvial	-	Classificação de um determinado curso d'água, na conjuntura a qual pertence dentro da bacia hidrográfica	STRAHLER (1952)
Comprimento total das drenagens (km)	-	É a soma da distância de todos os canais que fazem parte da rede hidrográfica da bacia	GARAY; AGÜERO, 2018
Densidade de drenagens (km-km ²)	$Dd = \frac{L}{A}$	Relação entre o comprimento dos canais (km) (L) e o tamanho da área da bacia (km ²) (A)	HORTON (1945)

Fonte: Autor, 2023.

Para espacialização dos índices morfométricos empregados na análise da fragilidade potencial, utilizou-se dos parâmetros relacionados a forma da bacia (Fator de Forma, Coeficiente de Compacidade e Índice de Circularidade),

ao relevo (Integral Hipsométrica) e ao perfil (Densidade de Drenagem), calculando esses índices a partir de bacias de 2ª ordem e assim, sucessivamente até a área final da BHRP (bacia de 5ª ordem). O cálculo destes índices para diferentes ordens se deu pelo diferente comportamento e respostas destes sistemas a precipitação, processos erosivos e suas paisagens.

2.2.1 Parâmetros relativos à forma da bacia

Foi aplicado o fator forma, com o intuito de avaliar o tempo de concentração da água no sistema (bacia), marcado pelo início da precipitação e o tempo em que a água leva para percorrer dos limites da bacia, escoar até chegar aos canais de drenagens e por fim, sair do sistema (bacia hidrográfica) pelo exultório. Assim, procura-se relacionar as formas da bacia a formas geométricas conhecidas, utilizando para tal finalidade alguns índices, como o coeficiente de compacidade (K_c) que associa a forma com um círculo, e o fator de forma (K_f) com um retângulo (VILLELA; MATOS, 1975).

Quando o valor do K_f é próximo a 1, a forma da bacia tende a ser arredondada, enquanto com o valor do K_f baixo, a bacia tem sua forma mais comprida, estando sujeita a inundações de menores magnitudes (GASPARI *et al.*, 2013). Em conjunto ao K_f foi realizado o K_c , que estabelece a relação da forma da bacia com um círculo (CARDOSO *et al.*, 2006), sendo o resultado um número adimensional, variando conforme a forma da bacia. Desta maneira, quanto mais irregular for a bacia, maior será o valor do índice (VILLELA; MATOS, 1975). O índice de circularidade (I_c), como descrito por Cardoso *et al.*, (2006), corresponde concomitantemente ao K_c , em que seu resultado tendendo a valores aproximados de 1, a bacia apresentaria geometria circular, enquanto a geometria estreita e alongada, seria representada por valores menores que 1.

Vale e Bordalo (2020) organizam em um quadro os valores e as suas respectivas interpretações para os índices de K_f , K_c e I_c , adaptados de Villela e Matos (1975), representados no Quadro 2-2, que foram utilizados para fundamentar a análise dos resultados encontrados para BHRP e suas sub-bacias, bem como, seus pesos associados ao seu grau de fragilidade.

Quadro 2-2: Parâmetros morfométricos e seus enquadramentos com os valores de fragilidade ambiental.

Kf – Fator de Forma	Ic – Índice de Circularidade	Kc - Coeficiente de compacidade	Formato	Interpretação ambiental	Peso
0,75 – 1,0	1,0 – 0,80	1,0 – 1,25	Redonda	Alta Tendência a enchentes	5 – Muito alta
0,50 – 0,75	0,80 – 0,60	1,25 – 1,50	Mediana	Média tendência a enchentes	4 – Alta
0,30 – 0,50	0,60 – 0,40	1,50 – 1,75	Oblonga	Baixa tendência a enchentes	3 – Média
0,15 - 0,30	0,20 - 0,40	1,75 – 2,0	Comprida	Tendência à conservação	2 – Baixa
< 0,15*	<0,20*	>2,0*	Comprida*	Tendência à conservação*	1 – Muito baixa

*Valores adaptados para escala de fragilidade potencial, com o peso ponderado entre 1 e 5.

Fonte: Adaptado de Vale e Bordalo (2020).

Como enfoque na aplicação das variáveis morfométricas para o estudo da fragilidade potencial, os valores encontrados foram reclassificados atribuindo-se pesos, aos quais estes correspondem ao grau de fragilidade (Quadro 1) e em sequência, os valores reclassificados foram convertidos para valores baseados na lógica *fuzzy* (entre 0 e 1), utilizando-se do algoritmo de fuzificação *MSLarge* (BACANI *et al.*, 2015), que define a pertinência de dados fuzzy através de uma função baseada na média e desvio padrão em que, valores maiores terão uma maior proximidade de 1 (ESRI, 2019b). A função está representada na equação 1.

$$\mu(x) = 1 - \frac{bs}{x - am + bs}$$

se x maior que am caso contrário $\mu(x) = 1$, onde m = média, s = desvio padrão, e b e a são multiplicadores fornecidos pelo usuário.

2.2.2 Parâmetros relativos ao relevo da bacia.

Os parâmetros referentes ao relevo da bacia são aqueles que procuram demonstrar a influência direta no escoamento, podendo ser visualizado a partir do mapa hipsométrico (TRAJANO *et al.*, 2012). Desta forma, os parâmetros de altitude máxima (maior valor de cota) e altitude mínima (menor valor de cota) foram identificados no arquivo MDEHC recortado com o limite da BHRP, consistindo então, a amplitude altimétrica na diferença altitudinal entre a maior e menor cota altimétrica (STIPP *et al.*, 2010).

A declividade exerce papel impar nos processos de escoamento superficial e infiltração de água nos solos, sendo esta variável de suma importância ao planejamento, seja nos desdobramentos em seus âmbitos legais frente ao cumprimento das legislações quanto as potenciais interações do homem com o meio, em que, quanto maior o declive, associado este a ausência de cobertura vegetal, tipo de solos e intensidade das chuvas, menor será a quantidade de água armazenada no solo, resultando em enchentes mais pronunciadas, ocasionando desta forma, na degradação da bacia (TONELLO *et al.*, 2006).

O histograma de frequência e a curva hipsométrica contém a mesma informação, entretanto, aplicou-se ambos neste trabalho. A curva hipsométrica descreverá de forma objetiva a relação entre altimetria da bacia em um plano a sua elevação, enquanto o histograma traduz a ideia de variação de altura na bacia (km² ou percentual) em sua relação com os intervalos de cotas altimétricas (ASENSIO *et al.*, 2011).

2.2.3 Parâmetros relativos ao perfil da bacia – Característica e composição da rede de drenagem.

Parâmetros relativos ao perfil da bacia são basicamente referentes as características de composição e padrão da rede de drenagem. A hierarquização

fluvial possibilita um melhor conhecimento sobre a complexidade e desenvolvimento da rede de drenagem. Existem diversos sistemas de hierarquização na literatura, sendo os mais utilizados de Horton (1945) e Strahler (1952) (ASENSIO *et al.*, 2011). Adotou-se a classificação hierárquica de Strahler (1952), que se assemelha a proposta de Horton, mas difere-se na medida que um mesmo canal pode apresentar seguimentos que recebam ordenamentos diferentes ao longo de seu comprimento. Desta forma, os canais de primeira ordem seriam aqueles de origem que não recebem nenhum afluente, os canais de segunda ordem seriam derivados do encontro de canais de primeira ordem, para formação de canais de terceira ordem é necessário o encontro de dois canais de segunda ordem e desta maneira, ocorre sucessivamente para formações de canais de quarta, quinta e n ordem, assim, dois rios de ordem n dão lugar a um rio de ordem $n + 1$ (VILLELA; MATOS, 1975).

A densidade de drenagem é o indicativo para o grau de evolução dos sistemas de drenagens, variando inversamente com a extensão do escoamento superficial, indicando a eficiência de drenagem da bacia (OLSZEWSKI, *et al.* 2011) e em princípio, mesmo com a ausência de conhecimento de outros fatores acerca do meio físico da bacia hidrográfica, quanto maior for o valor da densidade de drenagem, mais rápida é a resposta do sistema (bacia) em relação a um período de precipitação (tempestade), obtendo um período menor de tempo para que a água percorra a encosta até chegar a um corpo d'água (GASPARI *et al.*, 2013). De acordo com Vilela e Matos (1975), o índice comumente pode variar de 0,50 km/km² para bacias pobres em drenagem, a 3,5 km/km² para bacias excepcionalmente bem drenadas.

Assim, proporcionando a indicação da eficiência da drenagem de uma bacia hidrográfica (VILLELA; MATOS, 1975), França (1968) *apud* Vale e Bordalo (2020) apresentam valores e suas respectivas interpretações para a densidade de drenagem de uma bacia hidrográfica, estando estas informações, bem como os pesos de fragilidade ambiental adotados, expressos no Quadro 2-3.

Quadro 2-3: Valores interpretativos para densidade de drenagem (km/km²) e seus respectivos pesos em relação as classes de declividade.

Dd	Tipo	Interpretação ambiental da bacia	Peso
<1,25*	Muito Baixa*	Baixo escoamento superficial e maior infiltração	1 – Muito baixa
1,25 - 1,5	Baixa	Baixo escoamento superficial e maior infiltração	2 – Baixa
1,5 – 2,5	Média	Tendência mediana de escoamento superficial	3 – Média
2,5 – 3,0	Alta	Alta tendência ao escoamento superficial e enxurradas	4 – Alta
>3,0	Muito Alta	Alta tendência ao escoamento superficial, enxurradas e erosão	5 – Muito alta

*Valores adaptados para escala de fragilidade potencial, com o peso ponderado entre 1 e 5.

Fonte: Adaptado de VALE; BORDALO (2020).

Seguindo o mesmo princípio adotado para os parâmetros de forma anteriores, os valores de densidade de drenagem foram reclassificados com pesos atribuídos de 1 a 5 correspondentes aos graus de fragilidade e depois, convertidos para valores baseados na lógica *fuzzy* (entre 0 e 1) com a função de fuzificação *MSLarge*.

2.2.4 Índice de Concentração da Rugosidade (ICR)

O ICR procura expressar em seus resultados uma menor subjetividade na identificação de unidades geomorfológicas (SAMPAIO, 2008), em que se constitui como ferramenta metodológica, que tem como desígnios quantificar, classificar e delimitar unidades do relevo, realizando este processo por meio da análise da distribuição espacial da declividade, compreendida desta forma, como padrão de rugosidade (SAMPAIO; AUGUSTIN, 2014a).

O ICR corresponde, portanto, à soma dos valores de declividade dos pontos existentes dentro de uma determinada área (rugosidade do relevo) sendo condicionado pela quantidade de pontos computados, o que varia em função da resolução espacial do DEM (SAMPAIO; AUGUSTIN, 2014a).

Para sua obtenção, é utilizado o estimador de distância a partir da aplicação de Kernel, analisando a distribuição espacial de valores de declividade (em percentual), que de maneira indireta, utiliza-se de valores de rugosidade (Hobson, 1972) e entalhamento do relevo (IBGE, 1972 e ROSS, 1992), como é apresentado por Sampaio (2009). Desta forma, para obtenção deste coeficiente foi necessário estimar o valor de área (aplicado ao Kernel, sendo a área de influência para estimar a densidade) para a aquisição dos valores de ICR.

Para processo de obtenção do ICR foram adotadas as etapas descritas em Souza e Sampaio (2010); Sampaio e Augustin (2014a) e Paz e Sampaio (2017), que consiste em:

- i. Aquisição do arquivo DEM (*Digital Elevation Model*), empregado neste trabalho a imagem proveniente do Radar SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), com resolução espacial de 30 metros e hidrologicamente consistido;
- ii. Confecção do mapa de declividade (em porcentagem) a partir do arquivo MDEHC, elaborado no *software* ArcGIS 10.6®, através da ferramenta *Slope*;
- iii. Conversão do arquivo matricial de declividade para arquivo de formato vetorial (pontos), para tornar possível a aplicação do Estimador de Densidade de Kernel;
- iv. Utilização do Estimador de Densidade de Kernel, onde nesta etapa, são testados os valores de abrangência, tendo como valor inicial aquele empregado por Sampaio e Augustin (2014a);
- v. Normalização do resultado, que consiste no processo de divisão do resultado do emprego do Kernel pelo número de pixels da imagem, realizado este procedimento através da ferramenta *Raster Calculator*;
- vi. Classificação e categorização dos resultados para ICR Global e ICR local.

O ICR pode ser empregado para retratar metodologicamente padrões locais e globais do relevo, em que, são segmentados em 5 e 6 classes, respectivamente. Logo, foram confeccionados os dois parâmetros, ICR Local e ICR Global para BHRP, contudo, deu-se ênfase ao ICR Local, já que este é “...

empregado para compartimentação exploratória de unidades locais do relevo” (SAMAPIO; AUGUSTIN, 2014b, p. 627).

Como sugestão de partida apresentada por Sampaio e Augustin (2014a), utilizou-se como valor de raio 564m (1km²) para a aplicação do *Kernel*, sendo este também, o valor final utilizado para consecução do ICR Local. Para definição dos limites de intervalos das classes adotou-se o método *quartil*. Ainda segundo Sampaio e Augustin (2014a), a nomenclatura das classes para este índice é diferente das adotadas pelo ICR Global, as quais podem ser agrupadas em seis classes (Plano, Suave Ondulado, Ondulado, Fortemente Ondulado, Escarpado e Fortemente Escarpado), sugerindo-se, portanto, a utilização da seguinte forma: Índice de Concentração de Rugosidade – Muito Baixo, Baixo, Médio, Alto e Muito Alto. Estes valores foram associados aos pesos adotados para as classes de fragilidade, em que, quanto menor a rugosidade (muito baixo) menor é a fragilidade associada a estas áreas (muito baixa, peso 1), sendo assim sucessivamente para as demais classes.

Conforme os procedimentos realizados para as variáveis relacionadas as formas da bacia e sua densidade de drenagem, os valores de rugosidade foram reclassificados, com seus pesos variando entre 1 e 5 e sequencialmente, convertidos para valores de função *fuzzy* (0 a 1) a partir da opção *MSLarge*.

2.2.5 Curva Hipsométrica (CH) e Integral Hipsométrica (IH)

A análise da *CH* consiste no estudo de distribuição de áreas de superfície do solo em relação a sua elevação (STRAHLER, 1952), sendo representada por área em km² ou percentual, e sua importância é destacada por ser um indicativo do equilíbrio dinâmico da bacia hidrográfica (GASPARI *et al.*, 2013), onde o estado de desenvolvimento pode ser indicado em: valores superiores a 60%, a bacia está em seu estado de juventude, desta maneira desequilibrado; valores próximos de 47% representam o estado de maturidade, assim, a bacia está em estado de equilíbrio; e por fim, valores inferiores a 30% indicam a senescência, com intensificação dos processos de deposição e não mais erosão e transporte (RACCA, 2007).

Christofoletti (1980) expõe que função da *CH* é demonstrar o volume rochoso ao qual está abaixo da superfície topográfica, distribuído da desembocadura até as áreas de cabeceiras (topo). Posto isto, a *IH* é equivalente

à razão entre a área sob a curva hipsométrica percentual e a área do quadrado inteiro, expressa em unidades percentuais, podendo ser obtido de qualquer curva hipsométrica percentual, medindo sua área com um planímetro (STRAHLER, 1952). Pike e Wilson (1971) comprovaram matematicamente que o cálculo da razão de elevação do relevo (E) é matematicamente análogo a IH proposta por Strahler (1952), podendo este ser aplicado, com maior rapidez e complexidade, havendo na literatura, trabalhos que utilizem o cálculo de E para estimar o valor da IH (SINGH, *et al.* 2008; SARP, *et al.*, 2011; SHARMA, *et al.*, 2013). Desta forma, o valor para integral hipsométrica foi obtido a partir do cálculo para a razão de elevação do relevo (E), realizado com base na Equação 2 (PIKE; WILSON, 1971):

Equação 2

$$E = \frac{(\text{Elevação média} - \text{Elevação mínima})}{(\text{Elevação máxima} - \text{Elevação mínima})}$$

A IH foi calculada para as bacias delimitadas de 2ª, 3ª, 4ª e 5ª ordens, após esses procedimentos foi reclassificada em 5 classes, associando a cada classe suas respectivas fragilidades como está apresentado no Quadro 2-4. Os valores reclassificados foram convertidos para valores de função *fuzzy*, utilizando a opção *MSLarge*.

Quadro 2-4: Valores interpretativos para densidade de drenagem (km/km²), suas características e seus respectivos pesos enquadrados nas classes de fragilidade.

Classes	Característica	Peso/Fragilidades
<0,175	Estágio de peneplanação – Maior porção das áreas da bacia localizadas em baixas altitudes, com tendência a processos de acumulação, com menor quantidade de área passíveis a processos de erosão	1 – Muito baixa
0,175 – 0,35		2 – Baixa
0,35 – 0,6	Estágio de equilíbrio – concordância entre os processos de erosão (cabeceiras),	3 – Média

	transporte (ao longo do canal) e deposição (áreas de planície)	
0,6 – 0,8	Estágio jovem – impera processo de dissecação, com maior predomínio a processos erosivos	4 – Alta
> 0,8	Estágio jovem – Maior porção das áreas da bacia localizadas em altas altitudes, com tendência a processos de dissecação, com maior quantidade de áreas passíveis a processos de erosão	5 – Muito alta

Fonte: Adaptado de STRAHLER (1952).

2.2.6 Erosividade da chuva (R)

O valor do índice de erosão (EI) para um período de precipitação é equivalente ao produto da energia total da chuva (E) multiplicado pela intensidade máxima em um período de 30 minutos (I30), em que, a média dos valores anuais obtidos a partir do índice EI30 (energia total da chuva e intensidade máxima por 30 minutos) decorrem da análise de determinado período de tempo (mais de 20 anos), sendo o resultado, o valor de R (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Contudo, pela dificuldade em análise de diagramas de chuva e ausências destes dados, o índice erosão médio anual adotado neste trabalho, baseou-se na equação proposta por Oliveira, *et al.* (2012), resultando em um alto coeficiente de determinação ($R^2 = 0,912$), para a região de Campo Grande - MS.

Equação 3

$$EI = 139,44 \left(\frac{p^2}{P} \right)^{0,6784}$$

em que:

EI = média mensal do índice de erosão em MJ.mm/ha.h.ano;

p = precipitação média mensal em milímetro;

P = precipitação média anual em milímetro.

O valor de R foi estimado a partir da somatória dos valores mensais de EI (Equação 3), (FUJIHARA, 2002).

Equação 4

$$R = \sum_{i=1}^{12} EI_m$$

Os dados de precipitação média mensal e o posterior cálculo da precipitação média anual foram realizados a partir das estações representadas na Tabela 2-2, retratando a série histórica de dados adotadas com base no trabalho de Oliveira (2023).

Tabela 2-2: Série temporal de dados para estações pluviométricas utilizadas no cálculo de erosividade da chuva (Fator R) para Bacia Hidrográfica do Rio Pântano.

Nome da estação	Série temporal	Média anual (mm)	Valor EI (MJ.mm/ha.h.ano)
Aparecida do Taboado	1983-2016	1206,124	6224,896
Garcias	1983-2016	1238,994	6195,062
Ilha Solteira	1992-2017	1330,492	6602,303
Inocência	1983-2016	1596,718	8149,057
Jupia	1983-2017	1245,22	6130,471
Porto Galeano	1983-2016	1307,185	6578,249
Porto Velho	1983-2016	1289,65	6288,851
São José do Sucuriú	1983-2016	1506,471	7509,1
Selvíria	1983-2016	1268,726	6428,961

Fonte: OLIVEIRA (2023).

Os valores foram reclassificados com base em Ricardi e Lima (2021) citando Carvalho (1994), sendo ponderados com valores entre 1 e 5, estando expressos na Tabela 2-3. Posteriormente, foram convertidos para valores de função *Fuzzy*, a partir da função *MSLarge*.

Tabela 2-3: Classes de erosividade da chuva ponderados por pesos para aplicação no modelo de Fragilidade Potencial.

Classificação	Erosividade da Chuva (MJ.ha/h.ano)		Fragilidade/Peso
	Mensal	Anual	
Muito baixa	R < 250	R < 2.452	Muito baixa – 1
Baixa	250 < R < 500	2.452 < R < 4.905	Baixa – 2
Média	500 < R < 750	4.905 < R < 7.357	Média – 3
Alta	750 < R < 1.000	7.357 < R < 9.810	Alta – 4
Muito alta	R > 1.000	R > 9.810	Muito alta – 5

Fonte: Adaptado de Ricardi e Lima (2021).

2.2.7 Erodibilidade do solo(K)

O mapeamento de erodibilidade para BHRP foi realizado por Lima *et al.* (2021) em que foram desenvolvidas nove diferentes metodologias que utilizam de atributos físicos/químico e apresentam os métodos mais apropriados para estimativa do fator K segundo os diferentes tipos de solo, a partir dos quais se propôs os pesos de fragilidade, conforme apresentado na Tabela 2-4. A ponderação de pesos adotados para definição da fragilidade potencial seguiu a classificação de propensão a erodibilidade de Castro *et al.* (2011). Posterior a reclassificação da erodibilidade atribuindo-se os pesos, o arquivo foi convertido para valores *fuzzy* a partir da função *MSLarge*.

Tabela 2-4: Métodos e valores de erodibilidade (Fator K), com seus respectivos pesos enquadrados para o mapeamento de fragilidade potencial para Bacia Hidrográfica do Rio Pântano.

Tipo de solos	Método	Valor médio	Fator k	Fragilidade/Peso
---------------	--------	-------------	---------	------------------

LEa – Latossolo Vermelho-Escuro Álico	Sharpley e Willians (1990)	0,0104	Baixa	Baixa – 2
LRd – Latossolo Roxo Distrófico	Wischmeier e Smith (1978)	0,0186	Média	Média - 3
PEd – Podzólico Vermelho-Escuro Distrófico	Renard (1997)	0,0280	Média	Média – 3
PVa – Podzólico Vermelho-Amarelo Álico	Renard (1997)	0,0307	Alta	Alta – 4
PLa – Planossolo Álico	Sharpley e Willians (1990)	0,0087	Muito baixa	Muito baixa – 1

Fonte: Adaptado de Lima *et al.* (2021).

Desta forma, as classes de erodibilidade para BHRP foram: Média - 46,4% da área da bacia, majoritariamente em PVd; Baixa - 45,1%, predominante nos Latossolos e por fim, as classes de muito baixa (0,5%) e alta (7,9%), localizadas em áreas de Argissolos Vermelho-Amarelo (PVa).

2.2.8 Uso e cobertura da terra

O mapeamento de uso e cobertura da terra para o ano de 2020 foi realizado no *software* eCogniton, versão 9.2 (TRIMBLE GEOSPATIAL, 2015) utilizando imagem do satélite Landsat-8, sensor OLI, datada de 26 de junho de 2020, órbita/ponto 223/074. Foi realizada a correção atmosférica da imagem a partir do método FLAASH (*Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes*), disponível no *software* ENVI 5.3 (EXELIS, 2019).

A classificação foi realizada a partir do emprego do método GEOBIA (*Geographic Object-Based Image Analysis*) que consiste em uma subdisciplina da Ciência da Informação Geográfica (GIScience), que se dedica em desenvolver métodos automatizados, aos quais buscam a partição da imagem em objetos e a avaliação destes a partir de suas características, através das escalas espaciais, espectrais e temporais (HAY; CASTILLA, 2008).

Para a segmentação da imagem utilizou-se do algoritmo *Multiresolution Segmentation*. É possível atribuir pesos para as bandas utilizadas a fim de melhor contribuir no processo de segmentação da imagem. Contudo, considerou-se as bandas com a mesma importância, enquanto para os valores que devem ser definidos de escala, forma e compacidade foram adotados 0,4; 0,002 e 0,3, respectivamente.

Para a classificação da imagem, foi empregado o algoritmo *Nearest Neighbor* (NN), que permite a utilização de uma série de parâmetros (relacionados a forma, textura) além do próprio valor de reflectância do pixel. O Quadro 2-4 apresenta os parâmetros aplicados ao classificador NN.

Quadro 2-4: Parâmetros aplicados ao classificador *Nearest Neighbor*

Característica do Objeto	Características Utilizadas
Customizado	NDVI e NDWI
Valores de Layer	Média e desvio padrão espectral das bandas
Geometria	Posição - Distância

Fonte: Autor (2023).

As classes de uso adotadas foram baseadas no mapeamento realizado pelo projeto GeoMS (SILVA *et al.*, 2011) e seus respectivos pesos empregados na fragilidade estão apresentados no Quadro 2-5.

Quadro 2-5: Classes de uso e cobertura da terra e suas respectivas fragilidades

Classes	Fragilidade	Área (km²)	Área (%)	Peso
Agricultura	Alta	3	0,03	4
Água	Muito alta	37,7	2,8	5
Cana-de-açúcar	Alta	21,6	1,6	4
Eucalipto	Média	383,9	28,46	3
Pastagem	Alta	629,3	46,7	4
Savana Arborizada	Baixa	79,2	5,87	2
Savana Florestada	Baixa	9,3	0,7	2

Savana Gramíneo-Lenhosa	Baixa	15,8	1,17	2
Seringueira	Média	2	0,1	3
Solo exposto	Muito alta	0,4	0,03	5
Vegetação Ciliar	Muito baixa	166,8	12,37	1

Fonte: Adaptado de Ross (1994).

A adoção do peso 4 para a classe de pastagem é decorrente das visitas de campo e conhecimento da área, que apresenta em alguns locais pastagens degradadas.

O processo de validação estatística do mapeamento de uso e cobertura da terra foi realizado no *software* ENVI 5.4, utilizando-se como referência 300 pontos de verdade terrestre. Empregou-se da matriz de confusão (CONGALTON, 1991), gerando os coeficientes de exatidão global e estatística *Kappa*, comparando este resultado com os valores enquadrados por Landis e Koch (1977) para avaliação de acurácia da classificação.

2.2.9 Fragilidade Potencial e Ambiental

As relações no ambiente não decorrem na maioria dos casos de forma booleana (relação 0 e 1 ou verdadeiro ou falso), optando-se desta forma, para análise da fragilidade potencial, empregando mapas elaborados a partir da lógica *Fuzzy*.

Desta forma, os mapas representando os parâmetros referentes a Forma da Bacia (*Kf*, *Kc* e *IC*), Densidade de Drenagem, ICR, Integral Hipsométrica, Erosividade e Erosibilidade foram convertidos todos os seus valores para valores de função *fuzzy* no *software* ArcGIS 10.6, através da ferramenta *Fuzzy Membership*, função *MSLarge*, em que, valores próximos a 1 estão representando áreas mais vulneráveis ambientalmente a intensificação do uso da terra, seja devido a enchentes ou a processos erosivos. Após esse procedimento foi realizada a sobreposição destes mapas, com o emprego da ferramenta *Fuzzy Overlay*, por meio da opção *SUM*.

Por fim, o resultado final da combinação destes mapas consistiu no modelo de fragilidade potencial, sendo dividido em cinco classes (muito baixa, baixa, média, alta e muito alta), utilizando do método *Natural Breaks* (Jenks) para

classificação das classes, procurando indicar as áreas com maiores ou menores fragilidades potenciais na BHRP.

Elaborado o modelo de fragilidade potencial, utilizou-se a combinação entre o mesmo e o mapa de uso e cobertura da terra reclassificado e convertido para valores de função fuzzy, sendo realizado este procedimento por meio da função *Fuzzy Overlay*, empregando em *Overlay type* a opção *SUM*, consistindo desta forma, no mapa preliminar de fragilidade ambiental, o qual foi dividido em cinco classes a partir do método de *Natural Breaks* de Jenks.

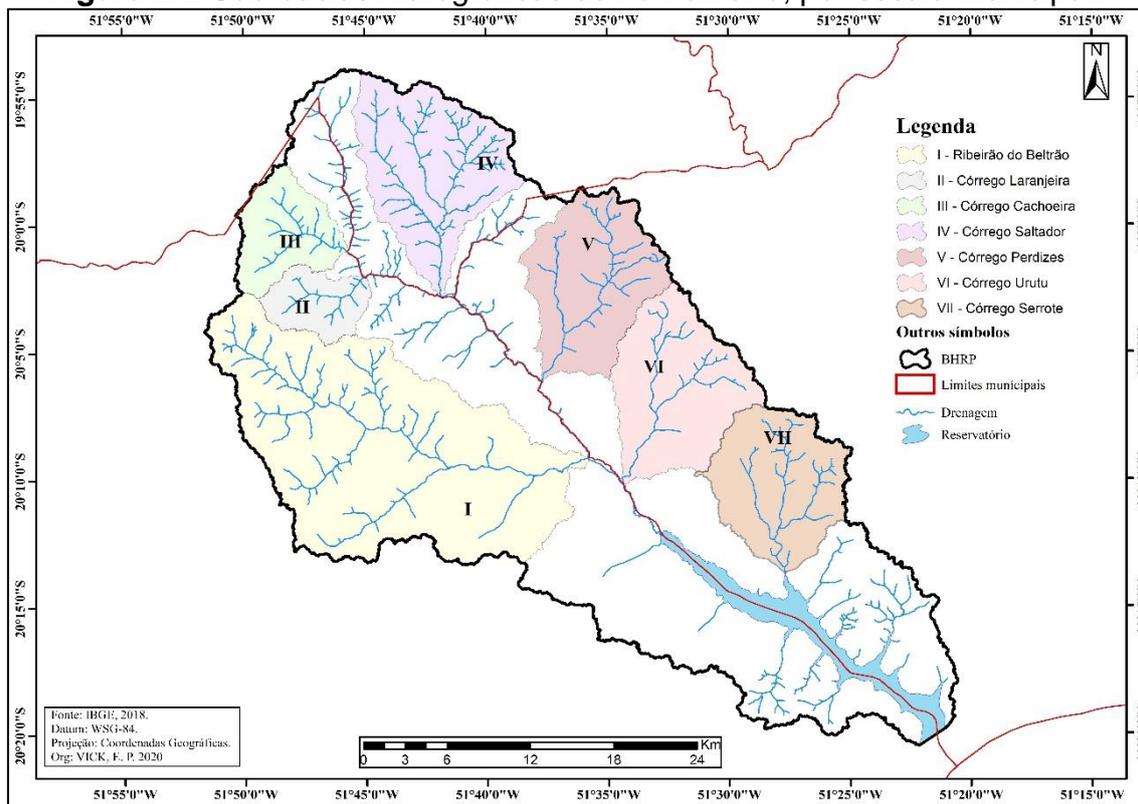
Atentando-se aos preceitos apresentados por ROSS (2012) e ROSS; FIERZ (2017), em relação a muito alta fragilidade para áreas de planícies fluviais, estas áreas foram delimitadas de forma manual, baseando-se nas etapas metodológicas propostas por Florenzano (2008), Manual Técnico de Geomorfologia (IBGE, 2009) e Cunha e Bacani (2015). As áreas de planície foram sobrepostas pelo método booleano aos modelos por terem grau de fragilidade muito alta (peso 5), conservando assim este valor integralmente.

2.2.10 Sub-bacias: Análise em escala municipal

Para a divisão das sub-bacias utilizadas, levou-se em consideração como aspecto principal para definição destas, a localização integral dentro de um único município, independentemente de sua hierarquização fluvial, mas com a ressalva de que não foram empregadas nesta observação bacias menores que terceira ordem.

Desta forma, foram delimitadas as seguintes sub-bacias por municípios (Figura 2-2) Ribeirão do Beltrão (4ª ordem), Córrego Cachoeira (3ª ordem) e Córrego Laranjeira (3ª ordem) no município de Selviria; Córrego do Serrote (3ª ordem), Córrego Urutu (4ª ordem) e Córrego Perdizes (3ª ordem), no município de Aparecida do Taboado; Córrego Saltador (4ª ordem) em Inocência.

Figura 2-2 Sub-bacias hidrográficas do rio Pântano, por escala municipal.



2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1 Morfometria, Índice de Concentração da Rugosidade do relevo e Integral Hipsométrica

Os resultados dos parâmetros morfométricos para BHRP estão apresentados na Tabela 2-5. Os parâmetros Fator de forma, Coeficiente de compacidade e Índice de circularidade são utilizados para entender o comportamento indicativo de maior ou menor possibilidade de inundações da bacia, sendo tratados nesta primeira etapa no contexto geral da BHRP e, em sequência, discutidos para as sub-bacias relacionadas visando compreender as características físicas e a proposição de ações de planejamentos em escala municipal.

Tabela 2-5: Parâmetros morfométricos para Bacia Hidrográfica do Rio Pântanoa.

Parâmetros relativos à forma	
Parâmetros	Valores

Perímetro (km)	313,35
Comprimento Axial (km)	74,3
Largura média da bacia (km)	18,16
Coefficiente de compacidade	2,39
Fator de Forma de Horton	0,46
Índice de circularidade	0,17
Parâmetros relativos ao relevo	
Altitude mínima (m)	323
Altitude máxima (m)	555
Amplitude altimétrica (m)	232
Altitude média (m)	406,15
Declividade média da bacia (%)	4,08
Orientação média	163,1° (Sul)
Altitude menor do rio principal (m)	323
Altitude maior do rio principal (m)	516
Integral Hipsométrica	0,36
Parâmetros relativos ao perfil da bacia	
Comprimento do rio principal (km)	74,3
Desnível do rio principal (m)	193
Hierarquia fluvial	5 ^a
Comprimento total de drenagem (km)	668,4
Densidade de drenagens (km/km ²)	0,50
Frequência de drenagens	0,28

Fonte: Autor (2023).

O resultado do coeficiente de compacidade para BHRP foi de 2,39, valor este afastado da unidade, desta maneira, a BHRP não se apresenta muito sujeita a processos de inundações a partir do resultado encontrado deste índice. O fator de forma para BHRP foi de 0,46, em que na classificação apresentada em Ordoñez Gálvez (2011) para este fator, a bacia pode ser enquadrada com sua forma ligeiramente alargada. Um valor de coeficiente de forma baixo, conforme Villela e Matos (1975), representa uma bacia menos sujeita a enchentes, pois,

apresenta uma menor possibilidade de ocorrência de chuvas intensas em toda a sua extensão de forma simultânea.

Quanto ao índice de circularidade, também utilizado para representar o formato da bacia, Borsato (2005) apresenta que Miller (1953) introduziu este termo o chamando de “relação de circularidade”, sendo um índice equivalente ao coeficiente de compacidade, em que, quanto mais próximo de 1, mais próximo de um círculo será a forma da bacia. Alves e Castro (2003) indicam significados para os valores do índice de circularidade, onde: 0,51 aconteceria escoamento moderado, com pequena probabilidade de cheias rápidas; maior que 0,51 a bacia teria formato circular favorecendo a processos de inundação (cheias rápidas); menor que 0,51 a bacia teria o formato alongado, favorecendo desta forma o escoamento. Desta maneira, o resultado deste índice para BRHP foi de 0,17, indicando um formato alongado para a bacia, ratificando a baixa probabilidade de risco a enchentes em um período normal de precipitação como foi verificado com os resultados para o coeficiente de compacidade e índice de forma.

Os resultados relacionados à forma indicam que a BHRP apresenta forma alongada e ligeiramente alargada, contudo, afastada do formato circular, o que demonstra pouca probabilidade de fenômenos de inundações em condições normais de precipitações. Assim, devido ao tamanho da área total da bacia (1349 km²), ocorre menor chance de acontecimentos de chuvas que cubram a maior parte da área de forma simultânea.

Os parâmetros relativos ao relevo da BHRP são apresentados na Tabela 2-6, que contém os intervalos adotados para as classes hipsométricas, valor médio da cota, área parcial de cada cota, área acumulada (km²) e área total (%), valores estes utilizados a posterior, para consecução da Curva Hipsométrica (*CH*) e Integral Hipsométrica (*IH*).

Tabela 2-6: Parâmetros referentes ao relevo da Bacia Hidrográfica do Rio Pântano.

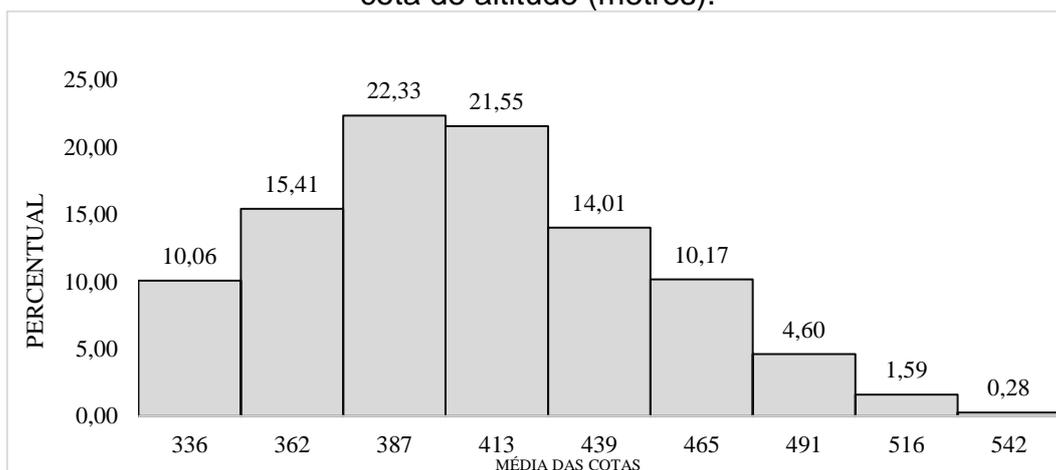
Classes	Intervalos (m)	Cota média (m)	Área Parcial (km²)	Área Acumulada (km²)	Área Total (%)
1	323 – 349	336	135.75	1349.00	100

2	349 – 375	362	207.93	1213.25	89.93699
3	375 – 400	387	301.28	1005.32	74.52335
4	400 – 426	413	290.70	704.04	52.18977
5	426 – 452	439	188.98	413.34	30.64047
6	452 – 478	465	137.16	224.36	16.63158
7	478- 503	491	62.05	87.20	6.464047
8	503 – 529	516	21.39	25.15	1.864344
9	529 - 555	542	3.76	3.76	0.278725
Total			1349		

Fonte: Autor (2023).

A partir da elaboração do histograma de frequência altimétrica (Figura 2-3), foi possível notar que a maior porção da BHRP se encontra dentre as cotas de 375 a 400 (22,33%) e 400 a 426 (21,55%), tendo 43,88% da área total da bacia localizada entre estas altitudes. As áreas de nascentes encontram-se em valores de cotas altimétricas médias de 516 metros, áreas estas onde imperam processos denudacionais, já que estão localizadas nas cabeceiras de drenagens.

Figura 2-3 Distribuição da frequência altimétrica em percentual de área por cota de altitude (metros).

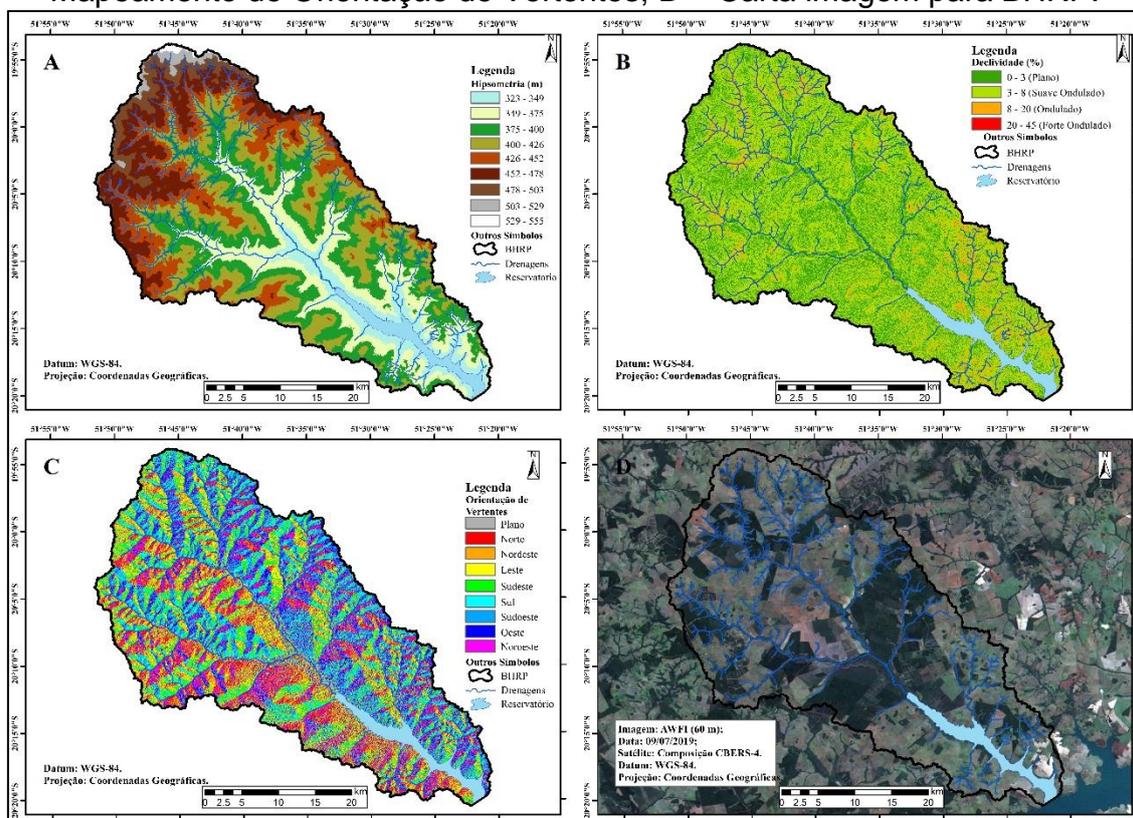


Fonte: Autor (2023).

A Figura 2-4 apresenta os mapas hipsométricos, de declividade, orientação das vertentes e carta imagem para BHRP. A altitude média para a bacia é de 406,15 metros, com cotas máximas e mínimas de 555 e 323 metros

respectivamente, enquanto as altitudes máximas e mínimas do canal principal estão entre 516 e 323 metros, respectivamente. A declividade média para a bacia é de 4,08%, podendo ser encontrado na maior parte da área, relevos ondulados ou suavemente ondulados, enquanto a orientação predominante é de faces voltadas a Sul, onde estas áreas recebem exposição maior da radiação solar no período da manhã.

Figura 2-4 Características morfométricas da Bacia Hidrográfica do Rio Pântano: **A** – Mapeamento Hipsométrico; **B** – Mapeamento de Declividade; **C** – Mapeamento de Orientação de Vertentes; **D** – Carta imagem para BHRP.



Fonte: Autor (2023).

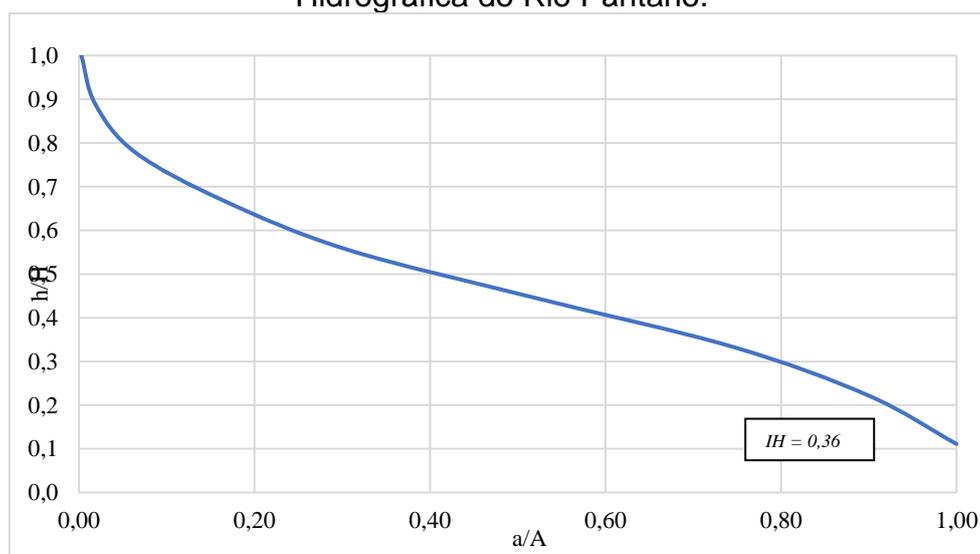
O resultado da aplicação do coeficiente de elevação do relevo (E) (coeficiente de elevação do relevo para o cálculo da IH) na análise morfométrica para BHRP converge ao apresentado por Perna *et al.* (2018, p. 343) em que, a razão de elevação do relevo (E) é uma estimativa, que procura aproximar os estudos sobre os efeitos do desnudamento e dos soerguimentos tectônicos, aos quais ambos são compreendidos, como os principais atores para o desenvolvimento do relevo. Assim, este resultado apresenta o grau de juventude, equilíbrio ou maturidade do relevo da BHRP, o que possibilita a

identificação de áreas potenciais a erosão a serem erodidas. Desse modo, a estimativa da IH em conjunto com a análise morfométrica revela-se de caráter inovador, por possibilitar maior detalhamento da análise da fragilidade ambiental.

Os valores propostos por Strahler (1952), que descrevem os intervalos representativos para caracterizar a transição dos estágios de desenvolvimento da bacia são: valores maiores que 60%, a bacia estaria em seu estado Jovem, apresentando o estágio de desequilíbrio; entre 35% e 60%, a bacia encontra-se em seu estado maduro, com seu sistema em equilíbrio; por fim, com valores menores que 35% para IH , a bacia situa-se em seu estado de senilidade, com presença de Inselbergs ou Monadnocks (STRAHLER, 1952).

Posto este contexto, o valor encontrado de E equivalente a IH para BHRP, associa esta bacia a um estágio maduro de evolução do relevo ($IH = 0,36$), e o formato de sua curva hipsométrica (Figura 2-5), aproxima-se da curva em formato de S, típica de bacias maduras, com seu desenho convexo para cima e côncavo para baixo (PRERNA, *et al.*, 2018). Assim, neste estado de equilíbrio apresentado pela curva hipsométrica, representaria o estado estacionário nos processos de erosão fluvial e das encostas contribuintes, encontrando-se de forma estável estes processos, com o desenvolvimento ocorrendo de forma lenta (STRHALER, 1952).

Figura 2-5 Curva hipsométrica e valor da Integral Hipsométrica para Bacia Hidrográfica do Rio Pântano.



Fonte: Autor, 2023.

O emprego da *IH* e a *CH* para análise do estágio de evolução de uma bacia, destacam-se em estudos realizados em outras bacias hidrográficas, com tamanhos, substratos geológicos, contextos geomorfológicos e condições climáticas diferentes a BHRP, mas que demonstram ser eficaz a compreensão do estágio evolutivo destas bacias a partir da utilização dos índices. Em estudo realizado por Sarp *et al.* (2011) na parte oeste da Zona de Falha da Anatólia Norte, sendo está, geomorfológicamente uma região montanhosa e que, com a utilização da *IH* e *CH*, obteve-se resultados variando entre 0,27 a 0,56 aos quais, apresentaram indicativos de estágios erosicionais diferentes para as quatorze bacias estudadas. Os autores *op cit.* destacam que os valores da *IH* baixos para estas bacias são indicativos de áreas antigas e mais erodidas, dissecadas uniformemente, enquanto, altos valores de *IH* indicam que a grande parte da topografia está na porção alta em relação à média, indicando áreas jovens e menos erodidas, como uma superfície de planalto cortada por profundos riachos.

Contudo, como destacado por Fernandez e Rocha (2016), “... Os estágios evolutivos do relevo definidos por Strahler (1952) são baseados na suposição de que os processos de deformação e soerguimento predominam sobre a erosão” (FERNANDEZ; ROCHA, 2016. p. 505). Seguindo o apresentado pelos autores *op cit.*, é passível uma interpretação inversa dos valores de *IH* em regiões que imperem processos erosivos ou deposicionais sobre deformações tectônicas, sendo apresentado pelos mesmos autores, o trabalho de Zani e Andrade Filho (2010), que aplicaram a *IH* e *CH* para análise e interpretação cronológica/evolutiva dos lobos deposicionais do megaleque do Taquari, obtendo-se resultados inversos a proposta de Strahler (1952), pois ao se tratar de uma área com domínio de processos erosivos deposicionais recentes, foi possível o emprego da análise inversa da *CH* e sua relação aos estágios dos relevos, pois neste caso, a curva em formato côncavo e o baixo valor da *IH* representando terrenos jovens de sedimentação, ocasionando em uma maior frequência acumulada de área em altitudes menos elevadas (ZANI, ANDRADE FILHO, 2010).

Ohmori (1993) apresentando o contexto das montanhas japonesas (jovens), as curvas hipsométricas de montanhas resultantes de processos de tectônica e desnudação simultâneas não produzem curvas convexas, mas sim, curvas côncavas e/ou em forma de S típicas, mudando seu formato em relação

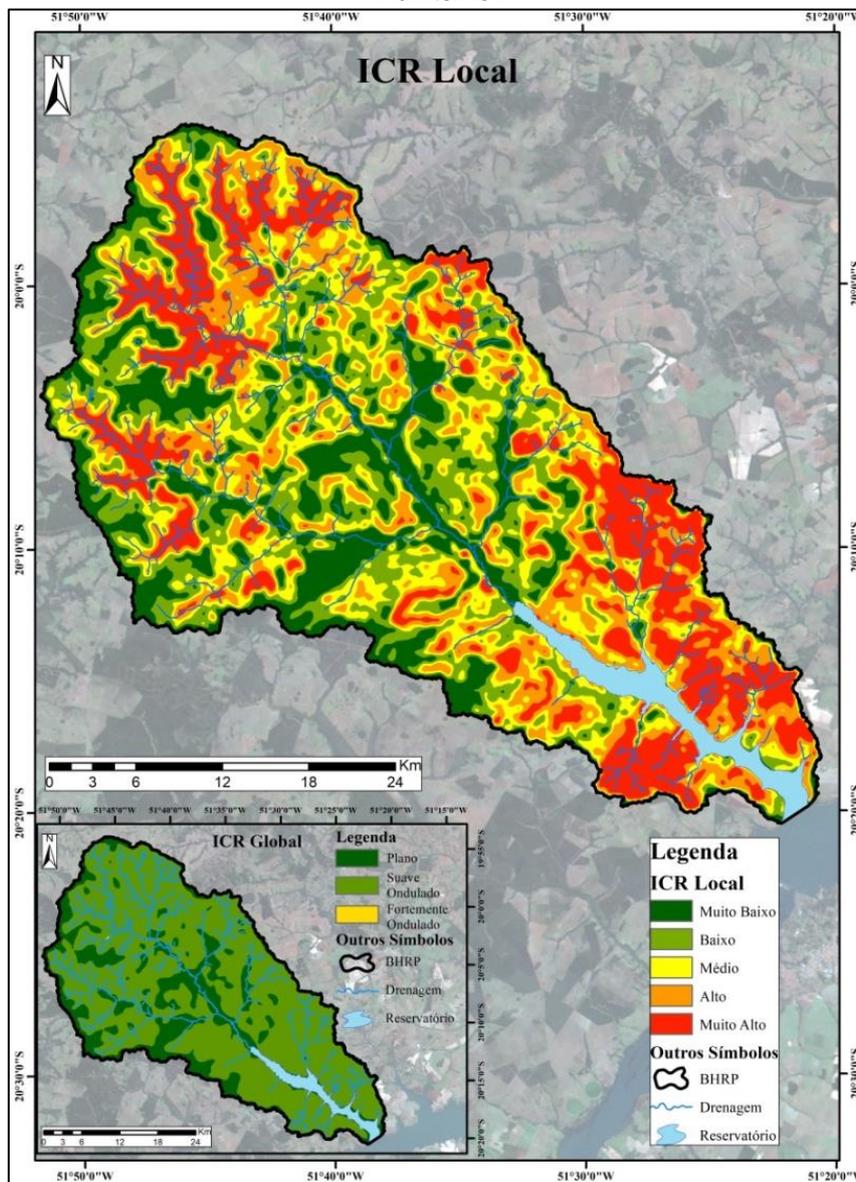
ao aumento da altitude da montanha, com o valor da *IH* aumentando com o avanço do estágio, avaliada com base na mudança de altitude.

A utilização da *IH* em diferentes contextos de bacias hidrográficas (áreas montanhosas e de deposição) revelou significativa aplicabilidade para a BHRP, que no contexto da Bacia do Alto Rio Paraná, destaca-se como um dos cinco trechos mais importantes da Bacia Hidrográfica do Paraná (BHP).

Contudo, a discussão acerca da localização da BHRP é representativa, com a finalidade de situar, mesmo que de forma simples, os “grandes e recentes acontecimentos” geológicos nesta área, para que se possa ratificar o emprego da *IH* e *CH* para análise do estágio de evolução da bacia hidrográfica, bem como, a estimativa de áreas que por ventura ainda possam vir a ser erodidas. Assim, a BHRP não apresenta grandes eventos geológicos em data recente, mas consta com diferentes modelados dentro de seus limites físicos (aplanamento, dissecação e acumulação). Desta forma, a ponderação da *IH* e sua aplicação no estudo da fragilidade ambiental estão representadas no Quadro 3, com o indicativo de intervalo a ser adotado, bem como, o respectivo peso, onde identifica-se a fragilidade variando de muito baixa a muito alta, buscando subsidiar o entendimento da evolução do ambiente frente aos processos erosivos a partir do estado de evolução da bacia hidrográfica.

Para a compreensão das unidades de dissecação presentes na BHRP aplicou-se o ICR (Índice de Coeficiente de Rugosidade), em escala Local (SAMPAIO; AUGUSTIN, 2014b), objetivando uma análise exploratória do relevo em relação a diferentes dissecações e conseqüentemente, seus respectivos graus de fragilidade a processos erosivos. A Figura 2-6 apresenta a espacialização do ICR.

Figura 2-6: Índice de Coeficiente de Rugosidade da Bacia Hidrográfica do Rio Pântano.



Fonte: Autor (2023).

O ICR Local se demonstrou capaz de compartimentar as áreas da BHCP em padrões de dissecação baseados na recorrência da declividade, independente das unidades de relevo observadas com o emprego do ICR Global (SAMPAIO; AUGUSTIN, 2014a). A Tabela 2-7 apresenta a ponderação adotada segundo os diferentes graus de fragilidade ambiental. A espacialização do ICR Local permite pormenorizar a análise da fragilidade, identificando áreas pouco

ou muito sensíveis a processos erosivos, mesmo em que estas áreas estejam em um contexto de muito baixa ou alta fragilidade.

Tabela 2-7: Ponderação de pesos do Índice de Concentração da Rugosidade (ICR) para o cálculo da Fragilidade Potencial.

Intervalo de ICR	Área (km ²) - ICR	Área %	Declividade Classes (ROSS, 1994)	Declividade Área (km ²)	Declividade e Área (%)	Peso	Fragilidade
0 – 2,3	267,25	19,81	0 – 6%	1081,15	80,14	1	Muito baixa
2,3 – 2,7	283,63	21,03	6 – 12%	250,58	18,58	2	Baixa
2,7 – 3,1	264,32	19,59	12 – 20%	16,7	1,23	3	Média
3,1 – 3,7	276,1	20,47	20 – 30%	0,52	0,04	4	Alta
3,7 – 7,8	257,7	19,10	> 30%	0,05	0,01	5	Muito Alta
Total	1349		-	1349		-	-

Fonte: Autor (2023).

O valor máximo de declividade para a BHRP é de 31,4%, encontrada em aproximadamente 555 m² (0,01%). Segundo a classificação de Ross (1994), os intervalos de fragilidade teriam na maior parte de suas áreas muito baixa ou baixa fragilidade, já que as áreas destas duas classes representam 98,72% da BHRP. Assim, os valores decorrentes do ICR, mesmo em áreas de baixas fragilidades a processos erosivos em relação à declividade, são constatadas áreas com maiores concentrações de rugosidade, sendo passível assim detectar com maior sensibilidade as características do ambiente. Contudo, recomenda-se a utilização do ICR Local para estimativa da Fragilidade Potencial, ressaltando a ideia primária para seu emprego, diminuindo a subjetividade e auxiliando de forma direta na compartimentação do relevo a partir da criação de sub-unidades, “... sendo de grande valia em estudos exploratórios e os com a finalidade de identificar unidades preliminares de estudo” (SAMPAIO; AUGUSTIN, 2014a. p. 58).

A BHRP se constitui como uma bacia de 5ª ordem a partir da hierarquização fluvial proposta por Strahler (1952), com o padrão de drenagem definido como dendrítico, onde Christofletti (1980) apresenta que este padrão pode ser designado como arborescente, já que se assemelha muito com uma árvore. A ordem dos canais, com o número total de canais e a extensão de todos os canais somados em quilômetros por ordem são representados na Tabela 2-8.

Tabela 2-8: Parâmetros relacionados a drenagem da Bacia Hidrográfica do Rio Pântano.

Hierarquização das drenagens		
Ordem	Total de canais	Extensão de canais (km)
1 ^a	382	321,48
2 ^a	80	158,83
3 ^a	21	106,57
4 ^a	4	45,76
5 ^a	1	35,76

Fonte: Autor (2023).

A Dd para BHRP foi de 0,5 km/km², o que representa indicativo de baixo escoamento superficial e maior infiltração. Em rochas onde a infiltração é dificultada predomina-se melhores condições ao escoamento superficial, estabelecendo melhores oportunidades para esculturação dos canais, como em rochas mais clásticas de granulação fina e, conseqüentemente, havendo uma densidade de drenagem mais elevada (CHRISTOFOLETTI, 1980).

O resultado deste índice na análise da fragilidade potencial, foi utilizado para conhecimento da relação do fluxo de escoamento superficial/infiltração e à distância da rede de drenagem na presença de processos erosivos.

O resultado da Dd revelou que a BHRP é mais propensa ao processo de infiltração que escoamento superficial. Para corroborar nessa análise, faz-se necessário introduzir as áreas que são mais sensíveis ao desenvolvimento de processos erosivos. Para tal, gerou-se três mapas de distância euclidiana a partir da rede de drenagem com 100, 500 e 1000 metros, onde se adotou o valor da primeira distância apresentada (100 metros), pois, dentre os 81 pontos de erosão identificados para BHRP, 49 pontos (60,5% do total) se encontram dentro desta faixa de 100 metros de distância da rede de drenagem. Assim, mesmo com indicativo da BHRP apresentando maior tendência a infiltração do que ao escoamento superficial (resultado da Dd), procurou-se retratar a relação da rede de drenagem aos processos erosivos, adotando a distância de 100 metros dos corpos d'água como área propensa a evolução de possíveis erosões.

2.3.2 Sub-Bacias: escala municipal

Os resultados apresentados por sub-bacias procuram auxiliar através de uma análise pormenorizada os índices que foram aplicados de forma integral na BHRP. O objetivo é uma apresentação e análise pormenorizada dos aspectos morfométricos, subsidiando de forma primária a ação por parte das secretárias municipais.

Os resultados encontrados estão demonstrados na Tabela 2-9. Foram identificados parâmetros relacionados à forma (Fator de forma, Coeficiente de Compacidade e Índice de Circularidade), relevo (altitude máxima, mínima e declividade (%)) e rede de drenagem (comprimento total e densidade das drenagens) das sub-bacias delimitadas as quais são afluentes do Rio Pântano.

Tabela 2-9: Resultados dos Parâmetros de Forma, Relevo e Drenagem para Bacia Hidrográfica do Rio Pântano.

Sub-bacias	Forma da bacia			Relevo da bacia			Drenagem		
	Área (km ²)	<i>Kf</i>	<i>Kc</i>	<i>Ic</i>	Altitude máxima	Altitude mínima	Declividade (%)	Comprimento total das drenagens (km)	Densidade de drenagens
I	299,7	0,27	2,28	0,19	515	338	3,74	148,28	0,49
II	30,35	0,56	1,83	0,29	512	387	4,18	18,54	0,61
III	46,64	0,67	1,93	0,26	515	393	4,06	27,58	0,59
IV	110,77	0,35	2	0,25	551	367	4,58	98,4	0,89
V	96,35	0,35	2,01	0,25	496	350	4,02	52,8	0,55
VI	99,67	0,38	1,93	0,26	464	335	3,91	42,36	0,43
VII	86,75	0,48	1,83	0,29	464	327	5,27	47,71	0,55

I – Ribeirão do Beltrão; II – Córrego Laranjeira; III – Córrego Cachoeira; IV – Córrego Saltador; V – Córrego Perdizes; VI – Córrego Urutu; VII – Córrego Serrote.

Com a aplicação dos índices de *Kf*, *Kc* e *Ic* e suas comparações com os valores apresentados no Quadro 1 indicados por Bordalo e Vale (2020), nota-se que as sub-bacias da BHRP apresentam na média (*Kf*: 0,44; *Kc*: 1,97; *Ic*: 0,26) baixas tendências a enchentes. Contudo, a bacia do Córrego Laranjeira e Córrego Cachoeira apresentaram valores de *Kf* sendo 0,56 e 0,67 respectivamente, em que, o formato da bacia tende a ser ligeiramente alargada (ORDONEZ GÁLVEZ, 2011), desta forma, pelo resultado deste único fator, pode ser um indicativo de média susceptibilidade a enchentes.

Pereira *et al.* (2015) aplicando os parâmetros de K_f , K_c e I_c na caracterização morfométrica, encontraram como resultados para estes índices os valores de 0,255 (K_f); 1,9 (K_c); 0,27 (I_c), onde a análise conjunta demonstrou baixa susceptibilidade a enchentes. Em trabalho desenvolvido por Almeida *et al.* (2016) que objetivava a elaboração de uma compartimentação morfométrica, aplicou-se também os índices fator de forma, índice de compacidade e índice de circularidade, que através dos resultados, foi possível aferir que a bacia hidrográfica estudada apresentava características de um formato alongado, com pouca susceptibilidade a enchentes em um período normal de precipitação.

Em caracterização morfométrica para duas sub-bacias, Santos *et al.* (2012) procuraram relacionar da mesma forma os índices de K_f (0,27; 0,29), K_c (1,56; 1,41) e I_c (0,41; 0,45), mostrando o indicativo destas áreas, em períodos normais de precipitação, serem pouco susceptíveis a enchentes, pontuando que o resultado de I_c , com valor afastado da unidade indica que as sub-bacias não apresentam formato circular, possuindo uma forma mais alongada, desta maneira, contendo uma menor concentração de deflúvio.

Os valores de densidade de drenagem encontrados nas sub-bacias, foram menores que 1,5 (km/km²), indicando baixa densidade, em que segundo França (1968) *apud* Vale e Bordalo (2020) são áreas que apresentam baixo escoamento superficial e maior infiltração. Em trabalhos publicados por Lana *et al.*, (2001) e Santos *et al.*, (2012) foram encontrados altos valores relacionados a densidade de drenagem em suas áreas estudadas, indicando a ocorrência de grande escoamento superficial e associação com processos de dissecação mais intensos, sendo estes, valores contrários encontrados na BHRP.

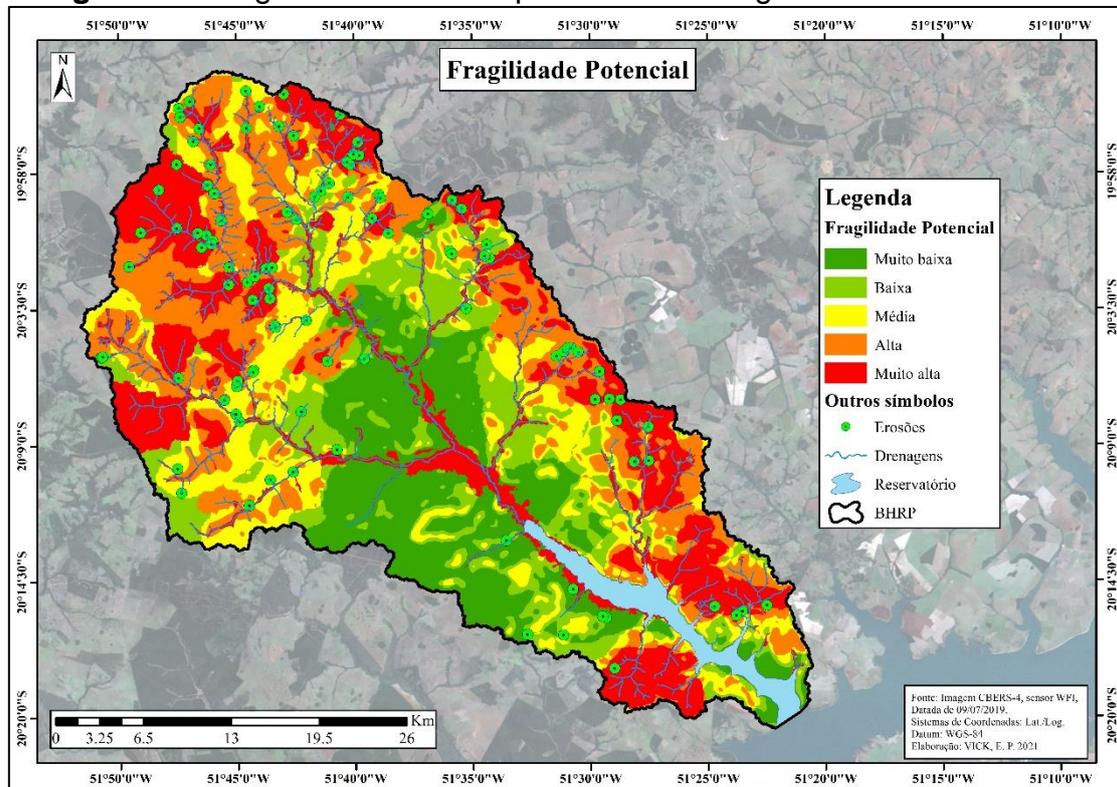
Todas as sub-bacias apresentam baixos valores de declividade média, indicando relevos entre plano e suave-ondulados, com médio potencial natural ao desenvolvimento de processos erosivos, levando em consideração somente as características da inclinação do relevo.

2.3.3 Fragilidade Potencial a processos erosivos e inundação

O resultado da combinação das variáveis relacionadas à forma da bacia (K_f , K_c , I_c), relevo (I_H), perfil (densidade de drenagem), ICR (rugosidade), erosividade e erodibilidade, resultou-se no mapa de Fragilidade Potencial

Natural e pontos de feições erosivas levantados para BHRP, representado na Figura 2-7.

Figura 2-7 Fragilidade Potencial para Bacia Hidrográfica do Rio Pântano.



Fonte: Autor (2023).

Determinada em cinco classes (muito baixa, baixa, média, alta e muito alta), a fragilidade potencial representa as áreas com maiores ou menores propensões a ocorrência de impactos ambientais decorrentes de processos erosivos e inundações, considerando o comportamento das características físicas deste ambiente. Ou seja, valores encontrados na classe de muito alta fragilidade estão associadas as áreas em que, dentro dos limites da bacia, são mais sensíveis a respostas no ambiente, apresentado elevada fragilidade natural, podendo esta, ser potencializada ou minimizada a partir da ação antrópica desenvolvida. Reafirma-se aqui, que as áreas de planície fluvial apresentam em sua integridade uma alta fragilidade ambiental.

Os resultados encontrados, com valores em km² e percentual de área para cada classe de fragilidade mapeada na BHRP, bem como, a quantidade de processos erosivos e sua frequência de ocorrência por classes estão apresentadas na Tabela 2-10.

Tabela 2-10: Fragilidade Potencial para Bacia Hidrográfica do Rio Pântano.

Fragilidade	Área (km ²)	Área (%)	Erosões	Erosões (%)	Frequência (km ² /erosão)
Muito baixo	256,98	19,05	4	3,77	64,25
Baixo	223,09	16,54	6	5,66	37,18
Médio	231,38	17,15	16	15,09	14,46
Alto	289,75	21,48	34	32,08	8,52
Muito alto	347,80	25,78	46	43,40	7,56
Total	1349	100	81	100	-

Fonte: Autor (2022).

Para cada classe de fragilidade, existem fatores que se destacam e que requerem maior atenção, pois são condições naturais que podem aumentar o nível de fragilidade devido à ação humana exercida nessas áreas. Portanto, a seguir, são apresentadas as características das classes de fragilidade potencial encontradas para BHRP:

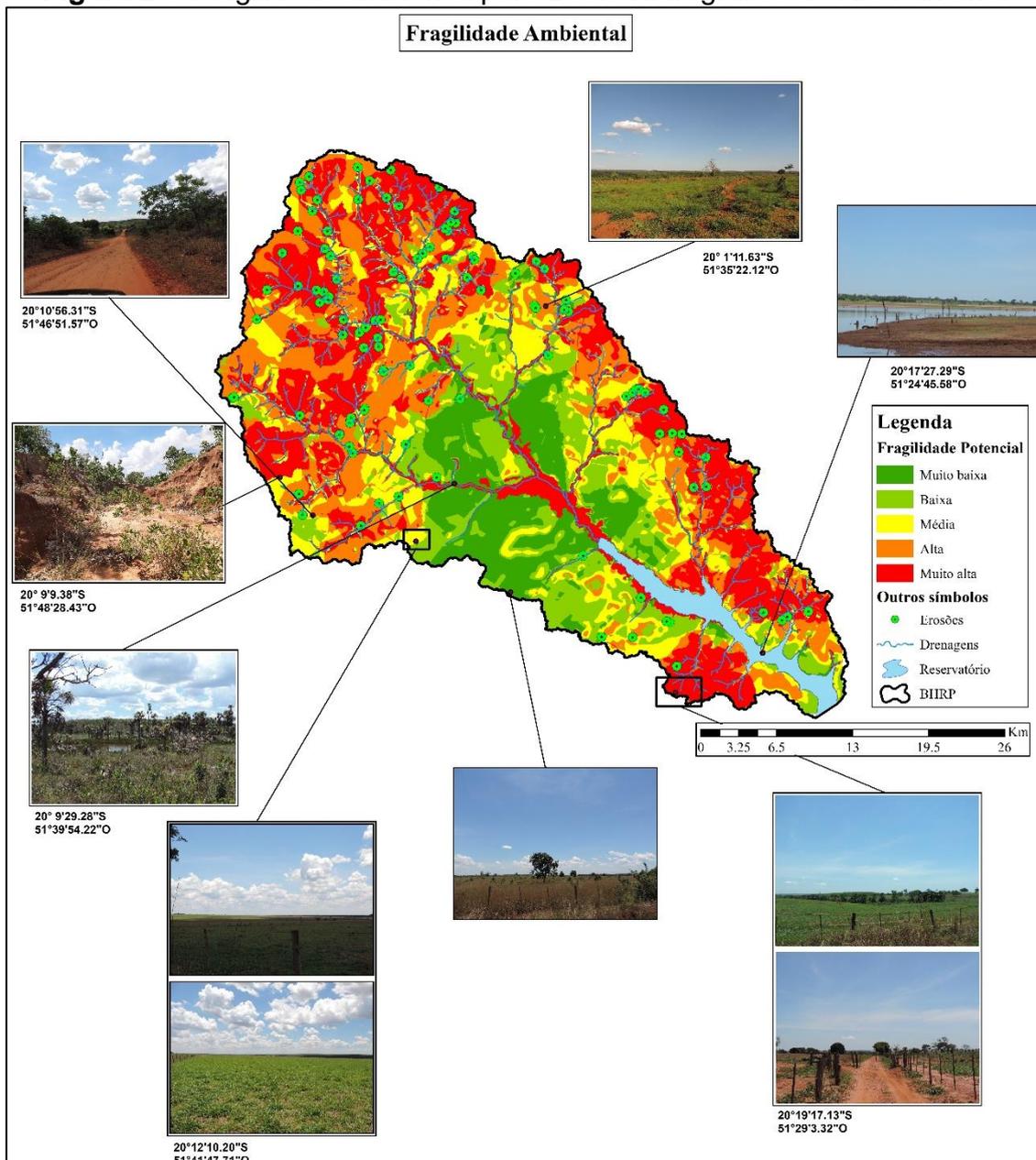
- a) Fragilidade muito baixa: encontrada em 19,05% da área total, possui quatro pontos de erosão identificados nesta classe. Os solos (IBGE, 2015b) que ocorrem nestas áreas são: Latossolo Vermelho distrófico (84,52%); Água (6,44%); Planossolo Háplico Distrófico (5,11%) Latossolo Vermelho distroférico (3,9%) e Argissolo Vermelho distrófico (0,02%). Em consonância com a ocorrência destes solos, o valor de erodibilidade (LIMA *et al.*, 2021) predominante para esta classe é de baixa, ocorrendo em 99,24%. A rugosidade do relevo predomina em muito baixa, baixa e média, localizadas em 35,5%, 35,3% e 28,25%, respectivamente. A partir dos fatores de forma (Ic, Kf, Kc), predomina baixa (52,27%) e muito baixa fragilidade (18,57%) a ocorrência de processos de inundação nestas áreas.
- b) Fragilidade baixa: ocupa cerca de 16,54% da área total da bacia. Podem ser encontrados em 74,9% destas áreas, Latossolos Vermelho distrófico (IBGE, 2015b), imperando baixa e média erodibilidade (LIMA *et al.*, 2021) em 99,08%, com rugosidades variando entre as classes de muito baixa (25,25%), baixa (22,43%), média (24,26%) e alta (27,76%). Em relação a

- junção dos fatores de forma (Ic, Kf, Kc), as áreas com baixa fragilidade apresentam também uma baixa fragilidade a processos de inundações.
- c) Fragilidade média: ocorre em 17,15% da área total da bacia. Podem ser encontrados em 81% de áreas média erodibilidade (LIMA *et al.*, 2021), que demanda atenção especial, pois 31,61% destas são de alta ou muito alta rugosidade, embora a propensão para ocorrência de inundações seja baixa e média em 95,2%. Os solos (IBGE, 2015b) presentes nessa classe são os o Latossolos Vermelhos distróficos (63,60%), seguido por solos que requerem atenção em razão da maior propensão a ocorrência de processos erosivos, os Argissolos Vermelhos distróficos que estão presentes em 24,38% da área.
- d) Fragilidade alta: encontrada em 21,48% da área total, foram detectados 34 pontos de erosão. Os solos (IBGE, 2015b) encontrados nesta classe são: Latossolo Vermelho distrófico (64,3%); Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (17,46%); Argissolo Vermelho distrófico (17,29). A erodibilidade (LIMA *et al.*, 2021) predominante encontrada nestas áreas são de média (80,64%). Destaca-se áreas com muito alta e alta rugosidade em 38,6% e 26,16%, respectivamente. Decorrente aos fatores de forma (Ic, Kf, Kc), apresentou-se para estas áreas uma média (55,90%), baixa (35,08%) e alta (9,03%) probabilidade a ocorrência de inundações.
- e) Fragilidade muito alta: ocorre em 25,78%. Os solos (IBGE, 2015b) que ocorrem nestas áreas são: Latossolo Vermelho distrófico (53,15%); Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (21,3%); Planossolo Háplico distrófico (7,3%). A erodibilidade (LIMA *et al.*, 2021) encontrada oscila entre média (60,78%), baixa (28,71%) e alta (10,51%). A rugosidade predominante é da classe muito alta (38,4%), seguida por muito baixa (19,53%), alta (15,81%), baixa (14,91%) e média (11,35%). Os fatores de forma, indicativos para áreas com maior propensão a inundações apresentam majoritariamente média (60,6%). Nesta classe estão concentradas as áreas de planície fluvial, que correspondem a 7,8% da BHRP. Na ausência desta, a fragilidade potencial muito alta seria correspondente a 11,59% da área total da bacia.

2.3.4 Fragilidade Ambiental a processos erosivos e inundação

O mapeamento de fragilidade ambiental para BHRP resultante da combinação entre a fragilidade potencial e o uso e cobertura da terra e apresentado na Figura 2-8.

Figura 2-8 Fragilidade ambiental para Bacia Hidrográfica do Rio Pântano.



Fonte: Autor, 2022.

A quantificação de áreas e seus respectivos percentuais para as classes de fragilidade mapeadas, bem como a quantidade de processos erosivos identificados por cada uma encontram-se na Tabela 2-11. O resultado

demonstrou que cerca de 34,39% - correspondente a 463,9 km² - da área total da bacia possui muito alta fragilidade ambiental, em que, 22,68% destas áreas são planícies fluviais, correspondendo a 105,24 km².

Tabela 2-11: Fragilidade Ambiental para Bacia Hidrográfica do Rio Pântano.

Fragilidade	Área (km²)	Área (%)	Erosões	Erosões (%)	Frequência (km²/erosão)
Muito baixa	161,88	12	2	1,89	0,01 km ²
Baixa	203,94	15,12	13	12,26	0,06 km ²
Média	226,86	16,82	18	16,98	0,08 km ²
Alto	292,42	21,68	21	19,81	0,07 km ²
Muito alta	463,9	34,39	52	49,06	0,11 km ²
Total	1349	100	106	100	-

Fonte: Autor (2022).

As áreas com muito baixa fragilidade ambiental apresentam 12% da BHRP e estão associadas a áreas com muito baixa fragilidade potencial e usos predominantes de eucalipto (67,76%), vegetação ciliar (9,7%) e savana arborizada (18,53%). Possuem em grande parte índices de rugosidade topográfica muito baixa (37,1%) e baixa (32,2%), tendo como classe de solo maioritária o Latossolo Vermelho distrófico (90,25%) e próximo ao reservatório, áreas com Planossolo Háplico distrófico (6,13%), prevalecendo baixa erodibilidade (95,27%). Foram encontrados dois processos erosivos para esta classe de fragilidade.

Ressalta-se nestas áreas de muito baixa fragilidade ambiental o tipo de solo Planossolo Háplico distrófico, destacando-se como áreas que necessitam uma melhor atenção. Em Sartori; Lombardi Neto e Genovez (2005) que apresentam uma classificação hidrológica dos solos para condições brasileiras, estes enquadram o Planossolo no grupo hidrológico D, onde as características destes grupos apresentam solos com: i) muito baixa taxa de infiltração com pouquíssima resistência e tolerância a erosão; ii) solos rasos (profundidade menor que 50 cm); iii) solos com pouca profundidade, com mudança textural abrupta ou solos profundos, também com mudança textural abrupta com alta atividade de argila (Ta), minerais de argila 2:1; iv) solos argilosos em associação

com argila de alta atividade (Ta) e, v) solos orgânicos (SARTORI; LOMBARI NETO; GENOVEZ, 2005).

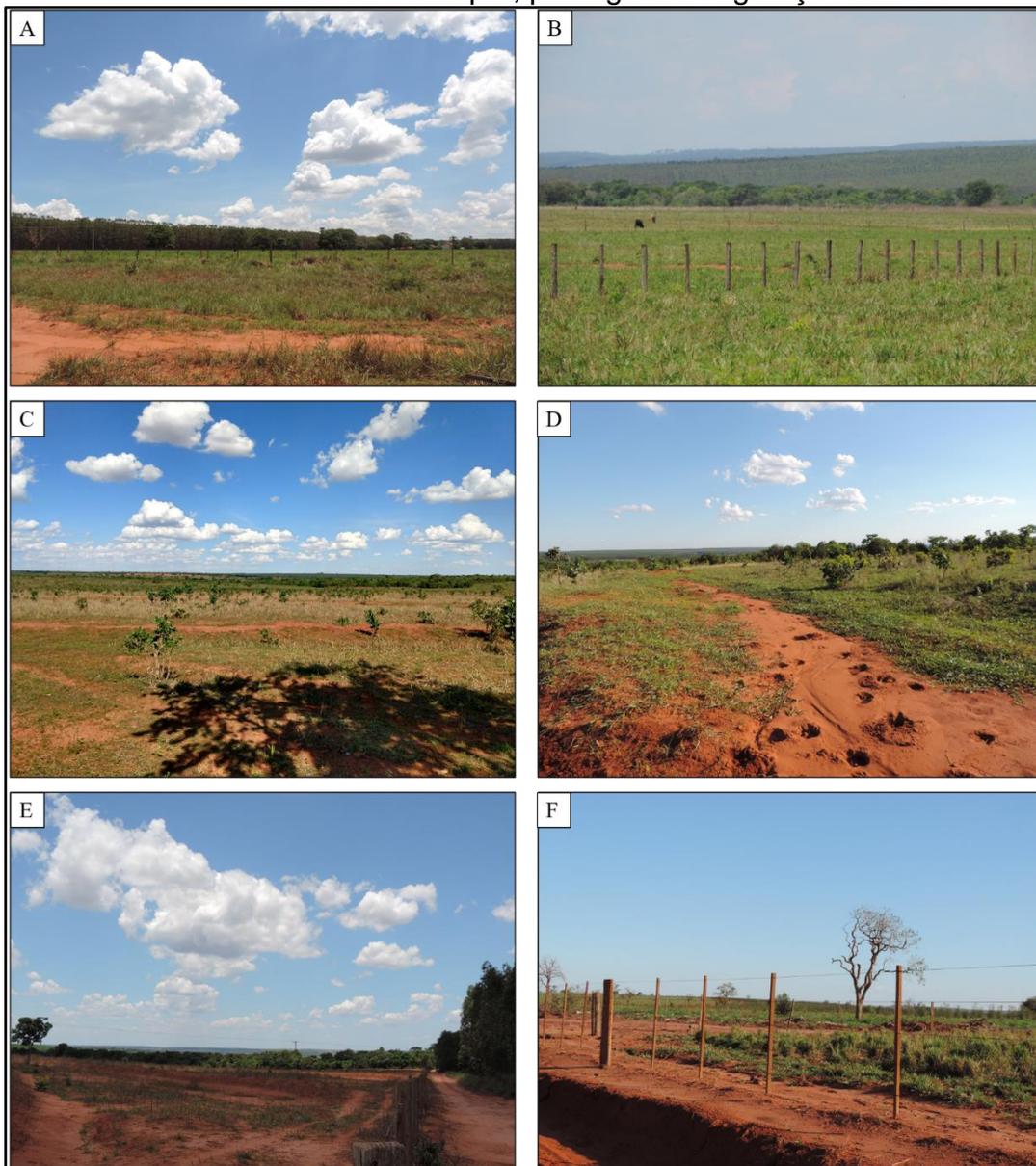
Indica-se nestas áreas a manutenção da vegetação natural e não substituição deste tipo de cobertura por qualquer outra em nenhum modo. A textura arenosa nos horizontes superficiais neste tipo de solo, combinada com a limitação física para o desenvolvimento da agricultura (LEPSCH, 2021), mesmo em áreas fora daquelas protegidas por lei (APP, Reserva Legal e Veredas), a manutenção da vegetação natural é essencial e, em caso não haja vegetação, indica-se a recomposição desta, visando não elevar a fragilidade para este ambiente.

As áreas com baixa fragilidade ambiental ocorrem em 15,12% da área total da bacia. As classes pastagem (41,56%), eucalipto (34,62%), vegetação ciliar (5,15%), Savana Arborizada (11,33%), Savana Gramíneo (3,5%) e Savana Florestada (1,18%) associadas com baixa fragilidade potencial (42%) são encontrados nestas áreas.

A rugosidade topográfica nas áreas de baixa fragilidade ambiental passam de muito baixa (21,32%) a baixa (28,04%), média (28,24%), alta (18,64%) e muito alta (0,1%). Os solos nestas áreas são Latossolos Vermelho distrófico (82,94%), Planossolo Háplico distrófico (2,9%), Argissolo Vermelho (6,72%), e Latossolo Vermelho distroférico (5,21%), com valores de erodibilidade concentrados em baixa (74,11%) e média (24,7%).

A figura 2-9A apresenta áreas com baixa fragilidade ambiental associadas as classes de eucalipto e pastagem e a figura 2-9B associada a pastagem e vegetação natural (vegetação ciliar e savanas).

Figura 2.9: Áreas de baixa, média e alta fragilidade potencial associadas aos usos e cobertura de eucalipto, pastagem e vegetação natural



Fonte: Autor, 2023.

Embora encontrem-se áreas com usos de pastagem e cana-de-açúcar em baixas fragilidade ambientais é imprescindível o manejo adequado para estes locais com objetivo de mitigação de impactos, principalmente relacionados a perda de solos. Em áreas de pasto é necessária a utilização da carga animal adequada, podendo o balanço entre a carga de animais e a velocidade de crescimento do pasto ser uma das principais causas de degradação de pastagens; plano de fertilidade do solo buscando a manutenção e melhoria das áreas de pastagem a longo prazo, levando em consideração a disponibilidade

de investimentos pelo proprietário (PEREZ; SILVEIRA), devendo ocorrer também a adoção de curvas de níveis.

Na classe de baixa fragilidade ambiental foi possível mapear 13 pontos de processo erosivo. A localização destas áreas degradadas encontra-se em uma transição de área de pastagem para vegetação ciliar, com alta rugosidade, em Latossolo Vermelho distrófico e baixa erodibilidade. Desta forma, embora seja uma área que concentre apenas um local mapeado com o desenvolvimento de processo erosivo é necessário atentar-se as características de ocorrência. Apesar do tipo de solo – Latossolo – apresentar horizonte A moderado e textura entre média a muito argilosa (LEPSCH, 2021), o uso inadequado sem as devidas práticas conservacionistas em áreas com médias, altas e muito altas rugosidades podem desencadear futuros processos erosivos.

As áreas do cerrado brasileiro passaram por períodos de ocupação com diferentes momentos e diferentes velocidades em que possivelmente o desmatamento de áreas de vegetação natural foi ocasionado para abertura de áreas para desenvolvimento de pastagem para criação de gado (MACHADO *et al.*, 2004). Estas áreas de pastagem são encontradas principalmente nos estados de Goiás, Minas Gerais e Mato Grosso do Sul (local onde encontra-se a BHRP), enquanto aproximadamente 60,5% de toda a região deste bioma continua coberta por vegetação natural, em especial nos estados localizados a norte deste bioma, como: Piauí, Maranhão e Tocantins (SANO *et al.*, 2010). Posto isto, os processos erosivos na BHRP estão associados em sua maioria a áreas de pastagens e vegetação ciliar, decorrentes estes da conversão de áreas de vegetação natural em pastagem ao longo das últimas décadas (VICK; BACANI, 2019), ocasionando o impacto ao longo das vertentes, bem como nas áreas mais próximas aos cursos d'água.

Para a classe de média fragilidade ambiental, que ocupa 16,82% da área total da bacia, encontram-se associados à baixa fragilidade potencial e áreas de pastagem (44,49%), enquanto para média e alta fragilidade potencial estão associadas ao uso de eucalipto (27,27% e 9,88%).

As rugosidades do relevo encontradas na classe de média fragilidade vão de muito baixa a muito alta, sendo: muito baixa (16,64%), baixa (22,7%), média (22,85%), alta (25,17%) e muito alta (12,27%). Em relação aos solos, o Latossolo vermelho distrófico (72,92%) destaca-se como solo predominante na área de

média fragilidade ambiental, seguido por Argissolo Vermelho distrófico (13,45%) e Argissolo Vermelho-Amarelo (7,84%). A erodibilidade para essa área concentra-se em baixa (34,39%) e média (64,09%).

Os pontos de erosão encontrados para média fragilidade ambiental na BHRP totalizam 16,98% dos processos erosivos mapeados para área total. Foram encontrados 18 pontos de erosão para esta classe de fragilidade, em que 55,55% (10 pontos) estão em áreas de vegetação ciliar, enquanto 27,28% estão em áreas de pastagem (5 pontos), com 16,66% (3 pontos) no uso de savana gramíneo-lenhosa. Relacionado as questões de relevo e erodibilidade do solo, os pontos de erosão concentram-se em áreas de média (60%) e alta (20%) rugosidade do relevo, bem como áreas de média (73,33%) e baixa erodibilidade (26,64%).

A concentração de processos erosivos em áreas de vegetação ciliar e pastagens são decorrentes ao mau manejo, como a ausência ou baixa manutenção de curvas de níveis e falta de rotatividade no uso de pastagens. A figura 2-8C e 2-8D ilustra a ocorrência de áreas em média fragilidade ambiental que não apresentam o manejo adequado, com pastagens ausentes de vigor vegetativo.

A falta de manejo adequado destas áreas de pastagens, além de acarretar no desenvolvimento de processos erosivos, diminuindo desta forma na qualidade do ambiente, ocasionam também em prejuízos financeiros, podendo-se estabelecer a relação prática entre o manejo dos solos, menor renda e menor desenvolvimento da pecuária, em consonância também com a diminuição de padrões pluviométricos dá o tom das variáveis que afetam a degradação de pastagens na região do Cerrado Brasileiro, principalmente na região do Matopiba – composta pelos estados de Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia - (PEREIRA *et al.*, 2018).

As áreas com alta fragilidade ambiental para BHRP estão condicionadas a áreas de média fragilidade potencial com usos de Eucalipto (17,93%), Pastagem (17,3%) e áreas Cana-de-açúcar (2,5%) e áreas com muito alta fragilidade potencial associadas a áreas de Vegetação Ciliar (4,11%).

As rugosidades do relevo nas áreas de alta fragilidade ambiental passam por todas as categorias, sendo estas muito baixa (16,6%), baixa (22%), média (20,21%), alta (19,33%) e muito alta (21,47%). A erodibilidade nestas áreas são

médias (71,31%) e baixa (19,01%), com predominância dos solos Latossolo Vermelho distrófico (64,17%), Argissolo Vermelho (19,3%) e Argissolo Vermelho-Amarelo (13,34%).

A figura 2-8E apresenta área de alta fragilidade ambiental associada ao uso de pastagem, com declividade acentuada e áreas de pastagem com erodibilidade média na figura 2-8F.

Os pontos de erosão concentram-se em áreas de vegetação ciliar (50% dos pontos), savana gramíneo (25% dos pontos), savana arborizada e pastagem (20% dos pontos) e eucalipto (5% dos pontos) em áreas de alta (50%), muito alta (40%) e média (2%) rugosidade, em 90% com média erodibilidade em Latossolos Vermelho distrófico (70%) e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, Argissolo Vermelho distrófico (15% cada).

Por fim, nas áreas de muito alta fragilidade estão associadas a áreas de fragilidade potencial alta com usos de pastagem (23,07%), bem como áreas de fragilidade potencial muito alta e os respectivos usos de vegetação ciliar (23,14%), pastagem (31,29%).

Os processos erosivos mapeados nas áreas de muito alta fragilidade ambiental são encontrados em áreas de pastagem (53,33% pontos) e vegetação ciliar (44,44% pontos), com apenas 1 ponto em área de savana arborizada. Localizam-se majoritariamente em áreas de rugosidade muito alta (62,22%) e em Latossolo Vermelho distrófico (86,67%), Argissolo Vermelho-Amarelo e Argissolo Vermelho (6,66% cada).

Chama-se atenção para as áreas de planícies fluviais, em que, da área total de muito alta fragilidade ambiental correspondem a 22,75%. Do total de pontos de erosão encontrados, 11,12% localizam-se dentro das áreas de planície.

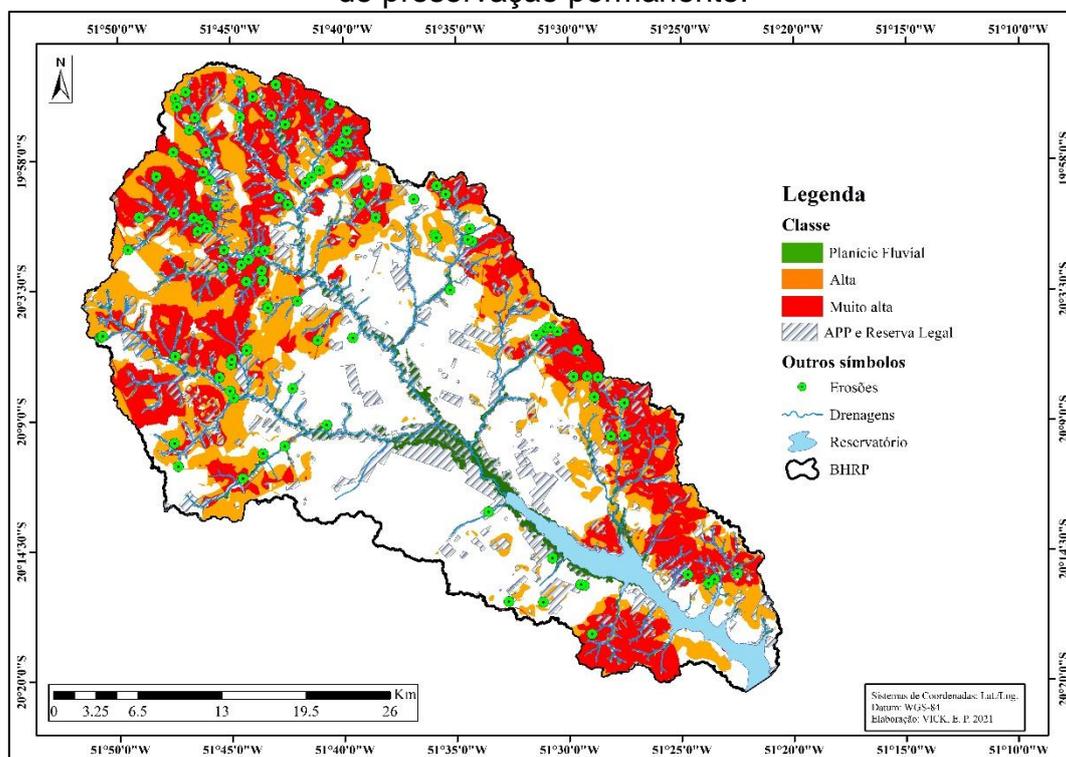
As áreas de alta e muito alta fragilidade na BHRP estão associadas às nascentes com locais de média e alta erodibilidade, índices de rugosidade variando de médio a muito alta rugosidade, com sub-bacias de média fragilidade relacionadas a sua forma, apresentando baixa propensão a processos de inundação, levando-se em consideração um fenômeno de precipitação normal. Os solos destas áreas são Latossolo Vermelho distrófico, Argissolo Vermelho distrófico e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico. As sub-bacias nestas áreas

são de 2ª e 3ª ordem, sendo áreas em que ainda imperam o processo de dissecação do canal, favorecendo a processos erosivos.

Desta forma, é necessário atentar-se a áreas de alta e muito alta fragilidade que estão fora de áreas preservadas por lei, como APPs, Reserva Legal e Veredas – adquiridas a partir do CAR - (SICAR, 2021), aos quais ocupam 253,32 km² da BHRP. Assim, dos 333 km² de área de muito alta fragilidade ambiental, 45,63 km², equivalente a 13,7% do total desta classe de fragilidade encontram-se em áreas preservadas, enquanto 128,42 km² dos 462,5 km² de muito alta fragilidade ambiental são encontrados dentro destas áreas preservadas legalmente, representando 27,77% da área total para essa classe.

A figura 2-10 apresenta a espacialização das áreas de alta, muito alta fragilidade que se encontram fora das áreas de uso restrito, segundo a legislação ambiental (áreas de preservação permanente -APPs). O destaque nestas áreas é decorrente pela necessidade de maior grau de atenção levando em consideração que possuem alta e muito alta rugosidade, bem como média e alta erodibilidade. Está especializado também áreas de planície fluvial fora de APPs, reservas legais e veredas.

Figura 2-10 Áreas de elevada fragilidade ambiental localizadas fora das áreas de preservação permanente.



Fonte: Autor (2023).

Os locais de muito alta fragilidade situados fora das áreas que devem ser preservadas por lei somam 209,05 km², onde podem ser encontrados 16 pontos de erosão. As áreas de alta fragilidade apresentam somam 27,83% do total desta classe – com oito pontos de erosão. Por fim, 27,75 km² das áreas de planície fluvial – 25,42% da área total – encontram-se fora de áreas de preservação asseguradas por lei, com dois pontos de erosão mapeados.

A espacialização dos processos erosivos, tomando estes como o aspecto visível mais crível de impactos no ambiente para BHRP, relacionando-os com as fragilidades e as características que condicionam cada área é possível a identificação dos setores mais sensíveis a mudanças atuais no uso e cobertura da terra, bem como estabelecer relações com mudanças pretéritas.

Desta forma, o processo de supressão da cobertura vegetal na BHRP durante as décadas de 1980, 1990 e 2000 (VICK, 2019; VICK; BACANI, 2019) e a consequente conversão destas áreas em pastagens, condicionou o desenvolvimento de processos erosivos, que impactam não somente as vertentes – em especial áreas com pastagem – como também áreas próximas aos cursos d'água – vegetação ciliar e planície fluvial.

Assim, é necessário o emprego de técnicas de recuperação em áreas de vegetação ciliar que concentram processos erosivos, sendo logo de imediato nos locais que ocorram erosões, dentro de áreas de planície fluvial e em áreas que devem ser preservadas por lei, recomendando-se para isto o PRADA (Projeto de Recuperação de Área Degradada Alterada). Destarte, são 45 locais em que são necessárias intervenções, ocorrendo 26 no município de Selvíria, 6 no município de Aparecida do Taboado e 13 no município de Inocência. Dentre as metodologias a serem desenvolvidas no processo de recuperação de áreas ciliares, Oliveira (2014) destaca as técnicas: sistemas agroflorestais; sistema “Taungya”, nucleação, regeneração natural e plantio de espécies florestais. Aconselha-se a utilização de uma destas técnicas de acordo com a disponibilidade de recursos do poder público e proprietário da terra.

Embora as áreas de assentamentos rurais na BHRP localizem-se em áreas de média, alta e muito alta fragilidade estes não apresentam nenhum processo erosivo em seu interior. Este resultado vai ao encontro com os resultados apresentados por Gosch *et al.* (2021), onde ao analisar assentamentos rurais na região do Cerrado brasileiro no estado de Goiás,

observaram que aproximadamente 70% dos assentamentos conseguiram uma melhoria na condição de suas pastagens, particularmente em assentamentos mais antigos. Ferreira e Ferreira Neto (2018) também registraram a melhoria de condições de pastagem em assentamento rural localizado no estado de Mato Grosso, decorrendo esta melhora da diminuição da taxa de lotação do gado nestas áreas. Desta forma, podemos presumir os assentamentos presentes na BHRP contribuem para melhoria de qualidade das pastagens e consequentemente das áreas de vegetação ciliar e planície fluvial, visto que no São Joaquim, 21,62 km² - 61,6% da área total – é de pastagem, enquanto para o Alecrim, 7,35 km² - 63,17% da área total – são áreas de pastagem.

Optou-se por destacar esses locais por suas fragilidades estando relacionadas tanto a erodibilidade quanto a rugosidade, visto que, alterações que podem ser realizadas para controle à perda de solos e seus impactos no ecossistema são apenas no uso e cobertura da terra. Desta forma, localizando áreas que concentrem alta rugosidade (maiores declives e densidade de drenagem) e camadas superficiais do solo mais friáveis e passíveis a serem erodidas por apresentarem média e alta erodibilidade podem orientar a medidas de alteração no uso e cobertura que visem promover a manutenção e mitigar a perda desse recurso natural, optando sempre pela manutenção ou recomposição da vegetação natural.

2.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A proposta de fragilidade ambiental utilizando variáveis morfométricas em conjunto com a rugosidade do relevo apresentou uma boa contribuição para análise dos ambientes, agregando à compreensão de áreas frágeis a ocorrência de processos erosivos, a identificação de áreas – sub-bacias – mais propensas a processos de inundação em períodos normais de precipitação, aliando estes dados com a delimitação de áreas de planície fluvial.

O emprego da erosividade apresenta-se como uma interessante alternativa para modelar a importância da chuva na fragilidade ambiental, diferindo a utilização desta variável da intensidade pluviométrica, sendo este um valor adequado para medir o poder de influência da precipitação na perda de solos. Em consonância à erosividade, a erodibilidade também apresentou

resultado singular para a análise da fragilidade ambiental, demonstrando a susceptibilidade de erosão dos solos presentes na BHRP. Caso não haja estes dados para outras áreas de estudo para replicação desta proposta, recomenda-se a utilização do mapeamento de solos para ponderação desta variável com enfoque na textura do tipo solo.

Grande parte das áreas de nascentes para BHRP estão em alta e muito alta fragilidade ambiental, necessitando uma atenção especial para a manutenção destas, com necessidade da recomposição florestal nas áreas delimitadas e preservadas por lei e não somente manutenção destas áreas cercadas. É importante também caso haja condição e interesse do proprietário recompor uma área um pouco maior da delimitada por lei, visto que, as áreas de pastagem irão exercer uma pressão sobre áreas de vegetação natural.

Áreas de alta e muito alta fragilidade ambiental para BHRP estão associadas majoritariamente com locais com uso de pastagem e eucalipto ou áreas de vegetação ciliar encontradas em locais de planície fluvial. Desta forma, é necessário a atenção e manejo correto nas áreas de pastagem e, principalmente de eucalipto no período de colheita e posterior plantio, essencialmente caso ocorram esses processos entre os meses de dezembro e março, pois ocorre precipitação média mensal acima de 150 mm.

Para ação inicial de controle à processos erosivos recomendam-se a bacia hidrográfica do ribeirão do Beltrão, localizada no município de Selvíria e que possui 11 processos erosivos ativos, mas também, por estar localizada em uma área de interesse social por contar com dois assentamentos de reforma agrária dentro de seus limites físicos. Para o município de Aparecida do Taboado, a bacia do Córrego Perdizes seria a indicada para início de ação e planejamento, pois ocorrem 9 pontos de processos erosivos e também por 21,17% da área de muito alta fragilidade estar situada em áreas de planície. Por fim, no município de Inocência a gestão deveria ter início na bacia do Córrego Saltador, sendo está a sub-bacia da BHRP que apresenta o maior número de processos erosivos – 18 pontos de erosão – e que, 67,79% da área de muito alta fragilidade está associada a planície fluvial.

Por fim, entende-se que esta proposta, por apresentar áreas que vão de muito baixa a muito alta fragilidade ambiental consolida-se como importante aliada para o planejamento, visando sua aplicação no zoneamento ambiental,

indicando dentro de um único sistema – BHRP – locais com maiores e menores potencialidades a desenvolver problemas relacionados a degradação, indicando uso inadequados ou manejos insuficientes de acordo com as fragilidades potenciais de cada área, permitindo empregar esse modelo como ferramenta para o zoneamento ambiental e ordenamento do território, indicando áreas de potenciais usos, preservação e/ou recuperação ambiental.

2.5 REFERÊNCIAS

- ABDETA, G. C.; TESEMMA, A. B.; TURA, A. L.; ATLABACHEW, G. H. Morphometric analysis for prioritizing sub-watersheds and management planning and practices in Gidabo Basin, Southern Rift Valley of Ethiopia. **Applied Water Science**, v. 10, n. 7, p. 1-15, 2020.
- ALMEIDA, R. F. B.; BAYER, M.; FERREIRA JÚNIOR, L. G. Compartimentação Morfométrica da bacia do rio coco como subsídio a análise de fragilidade ambiental. **Mercator** (Fortaleza), v. 15, n. 4, Outubro/Dezembro, 2016.
- ALVES, J. M. P.; CASTRO, P. T. A. Influência de feições geológicas na morfologia da bacia do rio Tanque (MG) baseada no estudo de parâmetros morfométricos e análise de padrões de lineamentos. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 33, n. 2, p. 117-127, 2003.
- ALVES, W. S.; SCOPEL, I.; MARTINS, A. P.; MORAIS, W. A. Análise morfométrica da bacia do ribeirão das abóboras – Rio Verde (GO). **Geosciences = Geociências**, v. 35, n. 4, p. 652-667, 2016.
- AMORIM, A. T.; LOPES, E. R. N.; SOUSA, J. A. P.; SILVA, R. C. F.; SOUZA, J. C.; LOURENÇO, R. W. Geomorphometric environmental fragility of a watershed: a multicriterial spatial approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, 2021.
- ASENSIO, S. I.; RAMÓN, H. M.; BLANQUER, J. M. I. G. **Morfología de las cuencas hidrográficas**. Universidad politécnica de Valencia, 2011.
- BACANI, V. M.; SAKAMOTO, A. Y.; LUCHIARI, A.; QUÉNOL, H. Sensoriamento Remoto e SIG aplicados à avaliação da Fragilidade Ambiental de Bacia Hidrográfica. **Mercator**, Fortaleza, v. 14, n.2, p. 119-135, mai./ago. 2015.
- BHARATH, A.; KUMAR, K. K.; MADDAMSETTY, R.; MANJUNATHA, M.; TANGADAGI, R. B.; PREETHI, S. Drainage morphometry based sub-watershed prioritization of Kalinadi basin using geospatial technology. **Environmental Challenges**, v. 5, 2021.

BLUE MARBLE GEOGRAPHICS. **Global Mapper**, v. 13.1.3. Copyright 2002-2012 Blue Marble Geographics. 28, Mar.2012.

BORSATO, F. H. **Caracterização física das bacias de drenagem do município de Maringá e os postos de combustíveis como potenciais poluidores**. 2005. 257 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual de Maringá. Maringá.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 9 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**: seção I, Brasília, DF, n. 6, p. 470-474, 9 jan. 1997.

BRASIL. Portaria nº 463, de 18 de dezembro de 2018. Áreas prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira ou Áreas Prioritárias para a Biodiversidade. **Diário Oficial da União**, edição: 243, seção: 1, p. 160, 2018.

CARDOSO, C. A.; DIAS, H. C. T.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. **Revista Árvore**, v. 30, n. 2, Viçosa, Mar./Apr. 2006.

CARVALHO, A. T. F. Bacia hidrográfica como unidade de planejamento: discussão sobre os impactos da produção social na gestão de recursos hídricos no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, Presidente Prudente, n. 42, v. 1, p. 140-161, 2020.

CASTRO, S. B.; CARVALHO, T. M. Análise morfométrica e geomorfologia da bacia hidrográfica do rio Turvo-GO, através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento. **Scientia plena**, v. 5, n. 2, 2009.

CHOPRA, R.; DHIMAN, R. D.; SHARMA, P. K. Morphometric analysis of sub-watersheds in Gurdaspur district, Punjab using remote sensing and GIS techniques. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**. v. 33, n. 4, p. 531-539, 2005.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. São Paulo: Blucher, 1980.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. 1ª edição – São Paulo: Blucher, 1999.

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.

CUNHA, E. R.; BACANI, V. M. Morphometric characterization of a watershed through SRTM Data and geoprocessing technique. **Journal of Geographic Information System**, v. 8, n. 2, p. 238-247, 2016.

- CUNHA, E. R.; BACANI, V. M. Sensoriamento Remoto e SIG aplicados ao mapeamento geomorfológico da bacia hidrográfica do córrego Indaiá-MS. **Geosp – Espaço e Tempo** (Online), v. 19, n. 3, p. 630-646. 2015.
- DONHA, A. G.; SOUZA, L. C. P.; SUGAMOSTO, M. L. Determinação da fragilidade ambiental utilizando técnicas de suporte à decisão e SIG. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v. 10, p. 175-181, 2006.
- ELESBON, A. A. A.; GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; OLIVEIRA, I. C. Uso de dados SRTM e plataforma SIG na caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Braço Norte do Rio São Mateus – Brasil. **Rem: Revista Escola de Minas**, v. 64, p. 281-288, 2011.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Súmula da X Reunião Técnica de Levantamento de solos. Rio de Janeiro, SNLCS 1979.
- ESRI, ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. ArcGIS Professional GIS for the desktop, version 10.6. Software. 2019a.
- ESRI, ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. **How fuzzy Membership works**. Help ArcGIS Desktop, version 10,6. Software 2019b. Disponível em: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.7/tools/spatial-analyst-toolbox/how-fuzzy-membership-works.htm>.
- EXELIS. Exelis Visual Information Solutions, ENVI, versão 5.3. Boulder, Colorado, 2019.
- FERNANDES, L. A.; COIMBRA, A. M. Revisão Estratigráfica da Parte Oriental da Bacia Bauru (Neocretáceo). **Revista Brasileira de Geociências**, v. 30, p. 717-728, 2000.
- FERNANDEZ, O. V. Q.; ROCHA, A. S. Análise Preliminar da Aplicação da Integral Hipsométrica à Caracterização das Unidades de Paisagem na Bacia do Paraná III, Oeste do Paraná. **Anais VIII SIMPGEO – As fronteiras da Ciência Geográfica: avanços e possibilidades**. Marechal Cândido Rondon, novembro, p. 497-506, 2016.
- FERREIRA, G. C. V.; FERREIRA NETO, J. A. Usos de geoprocessamento na avaliação de degradação de pastagens no assentamento ilha do coco, nova xavantina – Mato Grosso, Brasil. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 26, n. 02, p. 140-148, 2018.
- FLORENZANO, T. G. **Geomorfologia: conceitos e tecnologias atuais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.
- FUJIHARA, A. K. Predição de erosão e capacidade de uso do solo numa microbacia do oeste paulista com suporte de geoprocessamento. Dissertação (mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2002. 118 p.

GARAY, D. D.; AGÜERO, J. N. G. Delimitación Hidrográfica y Caracterización Morfométrica de la Cuenca del Río Anzulón. **Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria**. Estación Experimental Agropecuaria La Rioja. 2018.

GASPARI, F. J.; VAGARÍA, A. M. R.; SENISTERRA, G. E.; DELGADO, M. I.; BESTEIRO, S. I. **Elementos metodológicos para el manejo de cuencas hidrográficas**. 1ª ed. – La Plata: Universidad Nacional de La Plata, 2013.

GONÇALVES, G. G. G.; DANIEL, O.; COMUNELLO, É.; VITORINO, A. C. T.; ARAI, F. K. Determinação da Fragilidade Ambiental de Bacias Hidrográficas. **Floresta**, v. 41, n. 4, 2011.

GOSCH, M. S.; PARENTE, L. L.; SANTOS, C. O.; MESQUITA, V. V.; FERREIRA, L. G. Landsat-based assessment of the quantitative and qualitative dynamics of the pasture áreas in rural settlements in the Cerrado biome, Brazil. **Applied Geography**, v. 136, 2021.

GOSH, M.; GOPE, M. Hydro-morphometric characterization and prioritization of sub-watersheds for land and water resource management using fuzzy analytical hierarchical process (FAHP): a case study of Upper Rihand watershed of Chhattisgarh State, India. **Applied Water Science**, v. 11, 2021.

GROHMANN, C. H. **Técnicas de geoprocessamento aplicadas à análise morfométrica**. 2004. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

GUIRRA, A. P. M.; SANTOS, C. A. M.; NOGUEIRA, C. E. A evolução metodológica de fragilidade ambiental no Brasil e seu aspecto transdisciplinar. **SINAPEQ**, IV Simpósio Nacional sobre Pequenas Cidades – Cidades pequenas: dinâmicas, escalas e redes. UFU, Ituiutaba-MG, 22 a 25 de novembro, 2016.

HAY, G. J.; CASTILLA, G. Geographic Object-Based Image Analysis (GEOBIA): A new name for a new discipline. In: **Object-based image analysis**. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 75-89, 2008.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins, hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological society of American bulletin**, v. 56, n. 3, p. 257-370, 1945.

IBGE, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico de Geomorfologia**. IBGE, Coodenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais – 2 ed. – Rio de Janeiro: IBGE, 2009.

IBGE, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRÁFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico de pedologia**. Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 3ª Ed. Rio de Janeiro: IBGE, 430 p. 2015.

IBGE, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRÁFIA E ESTATÍSTICA.
Mapeamento de Recursos Naturais do Brasil escala 1:250.000. Informações ambientais – Pedologia, versão 2019. Disponível em:
<https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/pedologia/10871-pedologia.html?=&t=downloads>. 2019b.

IBGE, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRÁFIA E ESTATÍSTICA.
Mapeamento de Recursos Naturais do Brasil escala 1:250.000. Informações ambientais – Geologia, versão 2019. Disponível em:
<https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/geologia/15822-geologia-1-250-000.html?=&t=downloads>. 2019a.

KAWAKUBO, F. S.; MORATO, R. G.; CAMPOS, K. C.; LUCHIARI, A.; ROSS, J. L. S. Caracterização empírica da fragilidade ambiental utilizando geoprocessamento. **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Goiânia, Brasil, 12 a 21 de Abril de 2005, INPE, p. 2203-2210, 2005.

LANA, C. E.; ALVES, J. M. P.; CASTRO, P. T. A. Análise morfométrica da bacia do Rio do Tanque, MG-Brasil. **Rem: Revista Escola de Minas**, v. 54, p. 121-126, 2001.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agrément for categorical data. **Biometrics**, p. 159-174, 1977.

LARA, G.; PERUCCA, L.; ROTHIS, M. Morphometric, Geomorphologic and Flood hazard analysis of na arid mountain river basin, central pre-andes of Argentina, Southwestern South America. **Geografia Física e Dinâmica Quaternária**, v. 41, n. 1, p. 83-97, 2018.

LEPSCH, I. F. **19 lições de pedologia**. 2ª ed. São Paulo : Oficina de Textos, 2021.

LEPSCH, I. F. **Formação e Conservação dos Solos**. 2ª Ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2010.

LI, X.; CHENG, G.; LIN, H.; CAO, X.; FANG, M.; GE, Y.; HU, X.; CHEN, M.; LI, W. Watershed System Model: The Essential to model Complex Human-Nature System at the River Basin Scale. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 123, n. 6, p. 3019-3034, 2018.

LIMA, C. G. R.; BACANI, V. M.; MONTANARI, R.; VICK, E. P.; FERREIRA, C. C.; SILVA, E. R. S. Indirect methodologies for measuring soil erodibility and characterizing its spatial variability. **Mercator**, Fortaleza, v. 20, 2021.

MACHADO, R. B.; RAMOS NETO, P. G. P.; PEREIRA, E. F.; CALDAS, E. F.; GONÇALVES, D. A.; SANTOS, N. S.; TABOR, K.; STEININGER, M.
Estimativa de perda da área do Cerrado Brasileiro. Relatório técnico não publicado. Conservação Internacional, Brasília, DF.

MILANI, E. J. Comentários sobre a origem e evolução tectônica da Bacia do Paraná. In: MANTESSO-NETO, V.; BARTORELLI, A.; CARNEIRO, C. D. R.; BRITO NEVES, B. B. **Geologia do continente Sul-Americano: evolução da obra de Fernando Flávio Marques de Almeida**, p. 265-291, 2004.

OHMORI, H. Changes in the hypsometric curve through mountain building resulting from concurrent tectonics and denudation. **Geomorphology**, v. 8, Issue 4, p. 263-277, December 1993.

OLIVEIRA, T. J. F. **Técnicas para recuperação de mata ciliar do rio Paranaíba do Sul na região noroeste fluminense**. 2014. 135 p. Dissertação (Mestrado) – Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campo dos Goytacazes – RJ, 2014.

OLIVEIRA, V. F. R. **Fragilidade Ambiental Sazonal**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação de Geografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Três Lagoas, no prelo.

OLSZEWSKI, N.; FERNANDES FILHO, E. I.; COSTA, L. M.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SOUZA, E.; COSTA, O. D. V. Morfologia e aspectos hidrológicos da bacia hidrográfica do rio Preto, divisa dos Estados do Rio de Janeiro e de Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa-MG. v. 35, n. 3, p. 485-492, 2011.

ORDOÑEZ GÁLVEZ, J. J. **Cartilla Técnica: ¿qué Es Cuenca Hidrológica?** Sociedad Geográfica de Lima, 2011.

PANDE, C. B.; MOHARIR, K. GIS based quantitative morphometric analysis and its consequences: a case study from Shanur River Basin, Maharashtra India. **Applied Water Science**, v. 7, p. 861-871, 2017.

PAZ, O. L. S.; SAMPAIO, T. V. M. Influência da acurácia altimétrica do modelo digital do terreno na elaboração do índice de concentração de rugosidade global (ICR – Global). **Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento**, v. 1, p. 481-482, 2017.

PEREIRA, B. W. F.; MACIEL, M. N. M.; OLIVEIRA, F. A.; FERREIRA, B. M.; RIBEIRO, E. G. P. Geotecnologias com apoio de índices morfométricos para a caracterização da bacia hidrográfica do Rio Peixe-Boi, Nordeste Paraense. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer – Goiânia, v. 11, n. 22, p. 1351-1372, 2015.

PEREIRA, O. J. R.; FERREIRA, L. G.; PINTO, F.; BAUMGARTEN, L. Assessing Pasture Degradation in the Brazilian Cerrado Based on the Analysis of Modis NDVI Time-Series. **Remote Sensing**, v. 10, n. 11, p. 1761, 2018.

PEREZ, N. B.; SILVEIRA, M. C. T. Plano ABC – Boletim técnico informativo. Recuperação e melhoramento de pastagens na região sul do Brasil. **Comitê Gestor Estadual da Agricultura de baixa Emissão de Carbono – CGE ABC/RS**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Governo do Estado de Rio Grande do Sul, Secretária de agricultura, pecuária. sem data.

PIKE, R. J.; WILSON, S. E. Elevation-Relief Ratio, Hypsometric Integral, and Geomorphic Area-Altitude Analysis. **Geological Society of America Bulletin**, v. 82, p. 1079-1084, April, 1971.

PIRAJÁ, R. V.; REZENDE FILHO, A. T. Análise morfométrica da bacia hidrográfica do córrego Ceroula em Mato Grosso do Sul. **Geofronter**, v. 1, n. 5, 2019.

PRERNA, R.; PANDEY, D. K.; MAHENDER, K. Longitudinal profiling and elevation-relief analysis of the Indus. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 11, 2018.

RACCA, J. M. G. Análisis hipsométrico, frecuencia altimétrica y pendientes medias a partir de modelos digitales del terreno. **Boletín IFG**. v. 77, n. 1-2, 2007.

RAMAD, R. Multiple Morphometric Characterization and Analysis of Malakan Valley Drainage Base Using GIS and Remote Sensing, Kurdistan Region, Iraq. **American Journal of Water Resources**, v. 8, n. 1, p. 38-47, 2020.

RAMALHO, F. L.; CABRAL, J. B. P.; BARCELOS, A. A. Análise Morfométrica do Córrego Matriz, Cachoeira-Alta/Goías, Brasil. In: MORATO, R. G.; KAWAKUBO, F. S.; GALVANI, E.; ROSS, J. L. S. **Análise Integrada em bacias hidrográficas: Estudos comparativos com distintos usos e ocupação do solo**. FFLCH/USP, São Paulo, 2019.

RICARDI, A. M.; LIMA, C. G. R. Variabilidade espacial e temporal da erosividade das chuvas (EI30) no estado de São Paulo, Brasil. **Revista Geociências**, v. 40, n. 4, São Paulo, UNESP, p. 965-985, 2021.

ROMERO, B. C.; GASPARI, F. J.; VAGARÍA, A. M. R.; GONZÁLEZ, F. M. C.; LÓPEZ, J. T. Análisis morfométrico de la cuenca hidrográfica del río Cuale, Jalisco, México. **Investigación y Ciencian**, v. 23, 2015.

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais antropizados. **Revista do departamento de geografia**, v. 8, p. 63-74, 1994.

ROSS, J. L. S. **Geomorfologia: ambiente e planejamento**. 9 ed., 3ª reimpressão. São Paulo: Contexto, 2019.

ROSS, J. L. S. Landforms and environmental planning: Potentialities and Fragilities. **Revista do Departamento de Geografia**, p. 38-51, 2012.

ROSS, J. L. S.; FIERZ, M. de SM. Geomorfologia aplicada ao planejamento ambiental territorial: potencialidades e fragilidades. In: MAGNONI JÚNIOR, L. **Redução do risco de desastres e a resiliência no meio rural e urbano**. Organizado

por: Lourenço Magnoni Júnior, David Stevens, Eymar Silva Sampaio Lopes, Evandro Antonio Cavarsan, José Misael Ferreira do Vale, Maria da Graça Mello Magnoni, Tabita Teixeira e Wellington dos Santos Figueiredo – São Paulo: Centro Paula Souza, 2017. 214 p.

SALIS, H. H. C.; COSTA, A. M.; VIANA, J. H. M.; SCHULER, A. E. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Córrego do Marinheiro, Sete Lagoas – MS. **Boletim Geografia**, Maringá, v. 37, n. 2, p. 186-201, 2019.

SALLUN, A. E.; SUGUIO, K.; STEVAUX, J. C. Proposição formal do Alogruppo Alto Rio Paraná (SP, PR e MS). **Geologia USP**. Série Científica, v. 7, n. 2, p. 49-70, 2007.

SAMPAIO, T. V. M. Índice de Concentração da Rugosidade (ICR): uma proposta para o mapeamento morfométrico via emprego de Geotecnologias: Disponível em: http://www.geomorfologia.ufv.br/simposio/simposio/trabalhos/trabalhos_completos/eixo1/094.pdf. 2009.

SAMPAIO, T. V. M. Parâmetros morfométricos para melhoria da acurácia do mapeamento da rede de drenagem – uma proposta baseada na análise da Bacia Hidrográfica do Rio Benevente – ES. Tese de Doutorado. IGC/UFMG. Belo Horizonte, 2008.

SAMPAIO, T. V. M.; AUGUSTIN, C. H. R. R. Índice de Concentração da Rugosidade: Uma nova proposta metodológica para o mapeamento e quantificação da dissecação do relevo como subsídio a cartografia geomorfológica. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, São Paulo, v 15, n. 1 (Jan-Mar) p. 47-60, 2014a.

SAMPAIO, T. V. M.; AUGUSTIN, C. H. R. R. Variáveis auxiliares para o mapeamento da rede de drenagem: correlação espacial entre nascentes, unidades de relevo e litotipos na bacia hidrográfica do rio Benevente-ES. **GEOUSP – Espaço e Tempo**, São Paulo, v. 18, p. 624-634, 2014b.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Land cover mapping of the tropical savanaa region in Brazil; **Environmental Monitoring and Assessment**, v, 166, p; 113-124, 2010).

SANTOS, A. M. D.; TARGA, M. D. S.; BATISTA, G. T.; DIAS, N. W. Análise morfométrica das sub-bacias hidrográficas Perdizes e Fojo no município de Campos do Jordão, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 3, p. 195-211, 2012.

SANTOS, A. M.; TARGA, M. S.; BATISTA, G. T.; DIAS, N. W. Análise morfométrica das sub-bacias hidrográficas Perdizes e Fojo no município de Campos do Jordão, SP, Brasil. **Ambi-Agua**. Taubaté, v. 7, n. 3, p. 195-211, 2012.

SANTOS, A. M.; TARGA, M. S.; BATISTA, G. T.; DIAS, N. W. Análise morfométrica das sub-bacias hidrográficas Perdizes e Fojo no município de Campos do Jordão, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 3, p. 195-211, 2012.

SANTOS, C. A.; SOBREIRA, F. G. Análise morfométrica como subsídio ao zoneamento territorial: o caso das bacias do Córrego Carioca, Córrego do Baçõ e Ribeirão Carioca na região do Alto Rio das Velhas-MG. **Rem: Revista Escola de Minas**, v. 61, p. 77-85, 2008.

SANTOS, J. R. U.; MARCHIORO, E. Análise empírica da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Duas Bocas, Espírito Santo, Brasil. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 39, p. 72-87, 2020.

SARP, G.; TOPRAK, V.; DUZGUN, S. Hypsometric properties of the hydrolic basins located on western part of Nafz. In: **34th International Symposium on Remote Sensing of Environment, The GEOSS Era: Towards Operational Environmental Monitoring**. Sydney, Australia, 2011.

SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 4, Out/Dez, p. 05-18, 2005.

SCHUMM, S. A. Evolution of drenaige systems and slopes in badlands at Perth Amboy, New Jersey. **Geological society of American bulletin**, v. 67, n. 11, p. 597-646, 1956.

SHARMA, S. K.; TIGNATH, S.; GAJBHIYE, S.; PATIL, R. Use of Geographical Information System in Hypsometric Analysis of Kanhiya Nala Watershed. **International Journal of Remote Sensing & Geoscience (IJRSG)**, v. 2, Issue 3, May 2003.

SICAR, Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural. **Serviço Florestal Brasileiro**, v. 1.0, Base de downloads, última atualização em 13/12/2021. Disponível em: <https://www.car.gov.br/publico/municipios/downloads>.

SILVA, J. S. V.; SPERANZA, E. A.; VENDRUSCULO, L. G.; ESQUERDO, J. C. D. M.; MAURO, R. A.; BIANCHINI, S. L.; FLORENCE, R. O. **Projeto GeoMS: Melhorando o Sistema de Licenciamento Ambiental do Estado de Mato Grosso do Sul**. Campinas, SP: Embrapa Informática Agropecuária, 2011.

SILVA, R. C. **Estudo da dinâmica da fragilidade ambiental na Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí, RS**. 2016. Tese de Doutorado. Universidade Federal da Bahia. Instituto de Geociências. Salvador. 2016.

SINGH, O.; SARANGI, A.; SHARMA, M. C. Hypsometric Integral Estimation Methods and its Relevance on Erosion Status of North-Western Lesser

Himalayan Watersheds. **Water Resources Management**, v. 22, p. 1545-1560, 2008.

SINGH, P.; THAKUR, J. K.; SINGH, U. C. Morphometric analysis of Morar Riber Basin, Madhya Pradesh, India, using remote sensing and GIS techniques. **Environmental Earth Sciences**, v. 68, n. 7, p. 1967-1977, 2013.

SOARES, G. S.; SANTOS JÚNIOR, N. R. F.; MIRA, S. F.; MORETO, R. F. CAVALHEIRO, W. C. S.; VENDRUSCOLO, J.; ROSA, D. M. Uso de la plataforma SIG em la caracterización morfológica de la microcuenca del río Santa Teresinha, Amazonia Occidental, Brasil. **Revista Geográfica Venezolana**, volume especial, p. 84-95, 2019.

SOUZA, L. F.; SAMPAIO, T. V. M. Aplicação do Índice de Concentração da Rugosidade à identificação de classes de dissecação do relevo: uma proposta de quantificação e automatização em ambientes SIG. **III Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e tecnologias da Geoinformação Recife-PE**, 2010.

SPROL, C.; CASTRO, E. G.; LUCHIARI, A. Aplicação de Redes Neurais Artificiais na Construção de Modelos de Fragilidade Ambiental. **Revista do Departamento de Geografia – USP**, v. 21, p. 113-135, 2011.

STEVAUX, J. C.; LATRUBESSE, E. M. **Gemorfologia Fluvial**. São Paulo: Oficina de Textos, 2017.

STIPP, N. A. F.; CAMPOS, R. A.; CAVIGLIONE, J. H. Análise morfométrica da bacia hidrográfica do rio Taquara – Uma contribuição para o estudo das ciências ambientais. **Portal da Geografia**, Londrina, v. 3, n. 1, 2010.

STRAHLER, A. N. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. **Geological society of American bulletin**, v. 63, n. 23, p. 1117-1142, 1952.

TEIXEIRA, T. M. A.; OLIVEIRA, V. P. V.; TEIXEIRA, A. C. O. Fragilidade Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio São João de Tiba, Extremo Sul da Bahia. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 4, p. 1941-1956, 2021.

THAKKAR, A. K.; DHIMAN, S. D. Morphometric analysis and prioritization of miniwatersheds in Mohr watershed, Gujarat using remote sensing and GIS techniques. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**. v. 35, n. 4, p. 313-321, 2007.

TONELLO, K. C.; DIAS, H. C. T.; SOUZA, A. L.; RIBEIRO, C. A. A. S.; LEITE, F. P. Morfometria da bacia hidrográfica da cachoeira das Pombas, Guanhães – MG. **Revista Árvore**, Viçosa-MG. v. 30, n. 5, p. 849-857, 2006.

TRAJANO, S. R. R. S.; SPADOTTO, C. A.; HOLLER, W. A.; DALCIO, J.; MARTINHO, P. R. R.; FOIS, N. S.; SANTOS, B. B. O.; TOSCHI, H. H.; LISBOA, F. S. Análise Morfológica de Bacia Hidrográfica – Subsídio à Gestão

Territorial Estudo de caso no Alto Médio Mamanguape. **Embrapa Gestão Territorial**. Campinas, SP. 2012.

TRICART, J. **Ecodinâmica**. Superintendência de Recursos Naturais e Meio Ambiente, Secretaria de Planejamento da Presidência da República, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria Técnica, 1977.

TRIMBLE GEOSPATIAL. Software eCognition Developer 9.2. Disponível em: <http://www.ecognition.com/suite/ecognition-developer>. Acesso em: 16, abr. 2015.

USGS, United States Geological Survey. USGS EROS Archive – Digital Elevation – Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) Non-Void Filled. July 30, 2018. Disponível em: https://www.usgs.gov/centers/eros/science/usgs-eros-archive-digital-elevation-shuttle-radar-topography-mission-srtm-non?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects. Acesso em: 07 Jul. 2021.

VALE, J. R. B. BORDALO, C. A. L. Caracterização morfométrica e do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Apeú, Amazônia Oriental. **Formação (Online)**, v. 27, n. 51, 2020.

VALE, J. R. B.; BORDALO, C. A. L. Caracterização morfométrica e do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Rio Apeú, Amazônia Oriental. **Revista Formação (Online)**, v. 27, n. 51, mai-ago, p. 313-335, 2020.

VALERIANO, M. M. Cap. 2: Dados topográficos. In: FLORENZANO, T. G. (org.) **Geomorfologia: conceitos e tecnologias**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

VICK, E. P. Análise multitemporal e modelagem preditiva das mudanças no uso da terra e cobertura vegetal na bacia hidrográfica do rio Pântano-MS. 2019. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Três Lagoas, MS.

VICK, E. P.; BACANI, V. M. Prediction of the future scenario of the expansion of areas of forestry into the Brazilian cerrado using a cellular automata Markov Chain model. **Mercator** (Fortaleza), v. 18, 2019.

VILLELA, S. M., MATTOS, A. Cap. 2 – Bacia Hidrográfica. In: VILLELA, S. M., MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245 p.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Department of Agriculture, Science and Education Administration, 1978.

ZANI, H.; ANDRADE FILHO, C. O. Hipsometria aplicada à evolução do megaleque do Taquari. **Anais III Simpósio de Geotecnologias no Pantanal**. Cáceres, Mato Grosso. Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p. 230-238, 2010.

Capítulo 3

AVALIAÇÃO DE MODELOS DE FRAGILIDADE AMBIENTAL COMO SUBSÍDIO AO PLANEJAMENTO AMBIENTAL DE BACIA HIDROGRÁFICA

Resumo

Compreender as fragilidades e potencialidades de bacias hidrográficas é fundamental para o desenvolvimento de um planejamento ambiental. Contudo, embora existam diversos modelos apresentados na literatura, carece-se de formas de avaliação da acurácia destes. O objetivo deste capítulo foi avaliar comparativamente o desempenho de quatro modelos de fragilidade ambiental para identificação de potencialidades e limitações de uso da terra na BHRP. Foram desenvolvidos os modelos baseados na proposta de Ross (1994) – modelo 1a e 1b, Bacani *et al.* (2015) – modelo 2, Moroz-Caccia Gouveia e Ross (2019) – modelo 3 e uma proposta baseada em variáveis morfométricas na determinação da fragilidade – modelo 4. Os resultados foram correlacionados com a densidade de processos erosivos elaborado por Kernel a partir da identificação de pontos/ processos erosivos por classe de fragilidade ambiental, avaliados pelo coeficiente de correlação (r) e autocorrelação espacial pelo índice de Moran. Os modelos 2 e 4 que empregavam valores de função *fuzzy* apresentaram melhores valores de r^2 , sendo de 0,6226 e 0,8909, respectivamente. Enquanto os modelos 1a e 3, aos quais empregaram a lógica *booleana* obtiveram resultados de r^2 de 0,013 e 0,001. Desta forma, os modelos 1a e 3 tiveram seus valores convertidos para valores de função *fuzzy*, procedimento este que acarretou em significativa melhora do nível de correlação, com resultados de 0,21 para o modelo 1a e 0,77 para o modelo 3. Os resultados de Moran Local foram positivos para os modelos 2 e 4, sendo 0,024 e 0,454, respectivamente, enquanto para os modelos 1a, 3, 1a – *fuzzy* e 3 – *fuzzy* apresentaram autocorrelação espacial negativa. Conclui-se que o modelo 4 apresenta melhor desempenho para representação da condição ambiental para BHRP, sendo este empregado no desenvolvimento do zoneamento ambiental preliminar e recomenda-se que valores de função *fuzzy* empregados na proposta da fragilidade ambiental devem ser melhor explorados, já que apresentaram resultados melhor correlacionados com os processos erosivos quando comparados com a lógica *booleana*.

Palavras-Chave: Fragilidade Potencial, Cerrado, Lógica *Fuzzy*, Análise Ambiental, Planejamento Ambiental.

3.1 INTRODUÇÃO

O conhecimento das fragilidades e potencialidades de um ambiente são cruciais para o estabelecimento de ações de planejamento ambiental. Para isso, diferentes modelos têm sido utilizados para representar de forma mais precisa possível as condições ambientais de bacias hidrográficas (DALLA CORTE *et al.*, 2015; CELESTINO *et al.*, 2019; CUNHA; BRAVO, 2022). O sucesso das ações subsidiárias de políticas públicas, com foco na melhoria da qualidade ambiental, depende por um lado, de conhecimento fundamentado em um consistente arcabouço teórico-metodológico e, por outro lado, da aplicação de medidas que envolvem tomadas de decisão por parte dos gestores públicos e privados, preferencialmente de modo colaborativo junto às comunidades locais.

Desta forma, a Bacia Hidrográfica do Rio Pântano (BHRP), localizada no Bioma Cerrado passou por intensa transformação no uso e cobertura da terra ao longo dos últimos 30 anos, em dois períodos destintos, com o primeiro associado a supressão da cobertura vegetal natural (áreas de savana arborizada, floresta, gramíneo-lenhosa e vegetação ciliar) e avanço da pastagem plantada com finalidade de uso da pecuária e em um segundo momento, a conversão de áreas de pastagem em plantações de eucalipto (VICK; BACANI, 2019). Esta área, além da importância ambiental e ter passado por um processo de degradação, consolida-se também por sua importância econômica, pois está localizada a margem direita do reservatório da usina hidrelétrica de Ilha Solteira e na região de expansão do monocultivo de eucalipto e plantações de cana-de-açúcar e, sua importância social, pois há dois assentamentos – São Joaquim e Alecrim – de reforma agrária dentro de seus limites físicos. Faz-se necessário uma análise integrada deste ambiente para conhecimento de suas fragilidades e potencialidades.

Assim, a fragilidade ambiental desponta-se como uma metodologia amplamente empregada para análise ambiental em território brasileiro, com foco para o planejamento ambiental (AMARAL; ROSS, 2009; CRUZ; PINESE JÚNIOR; RODRIGUES, 2010; PIRES; *et al.* 2015; VALLE; FRANCELINO; PINHEIRO, 2016; SOUZA, *et al.*, 2020; TEIXEIRA; OLIVEIRA; TEIXEIRA, 2021), em específico, fornecendo aporte para elaboração de propostas de zoneamentos ambientais (BACANI, 2010; CRUZ; *et al.*, 2017; ABRÃO; BACANI,

2018; SILVA; CUNHA; BACANI, 2018; ANJINHO, *et al.*, 2021). Contudo, podem ser encontradas um pequeno número de tentativas em validar os modelos de fragilidade (MOROZ-CACCIA GOUVEIA; ROSS, 2019; SILVA, *et al.*, 2021)

A proposta inicial de análise para fragilidade dos ambientes foi concebida por Ross (1994), baseado nos conceitos de ecodinâmica de Tricart (1977). Em um esforço de revisão dos avanços metodológicos da fragilidade ambiental no Brasil, Guirra, Santos e Nogueira (2016) concluíram que a evolução de metodologias e técnicas utilizadas na análise da fragilidade ambiental caminharam nos aspectos de adaptação, correlação e adição de variáveis daquelas previamente estabelecidas por Ross (1994), propiciando que as adaptações aconteçam de forma mais correta levando em consideração a especificidade de cada área.

Desta forma, o objetivo deste capítulo é avaliar quatro propostas de fragilidade ambiental para BHRP, empregando os modelos de Ross (1994), Bacani, *et al.* (2015) e Moroz-Caccia Gouveia e Ross (2019), comparando-os com o modelo desenvolvido no capítulo 2 por meio da análise de densidade de processos erosivos por nível de fragilidade (SILVA *et al.*, 2022) e, validar a sensibilidade destes modelos em captar as características do ambiente através do Índice de Moran Local (ANSELIN, 1994) e a densidade de processos erosivos elaborada a partir da densidade de Kernel (RIZZATTI *et al.*, 2020), tendo a finalidade de encontrar aquele que melhor representa as condições ambientais para área de estudo, subsidiando assim sua utilização em uma proposta de zoneamento ambiental preliminar para BHRP.

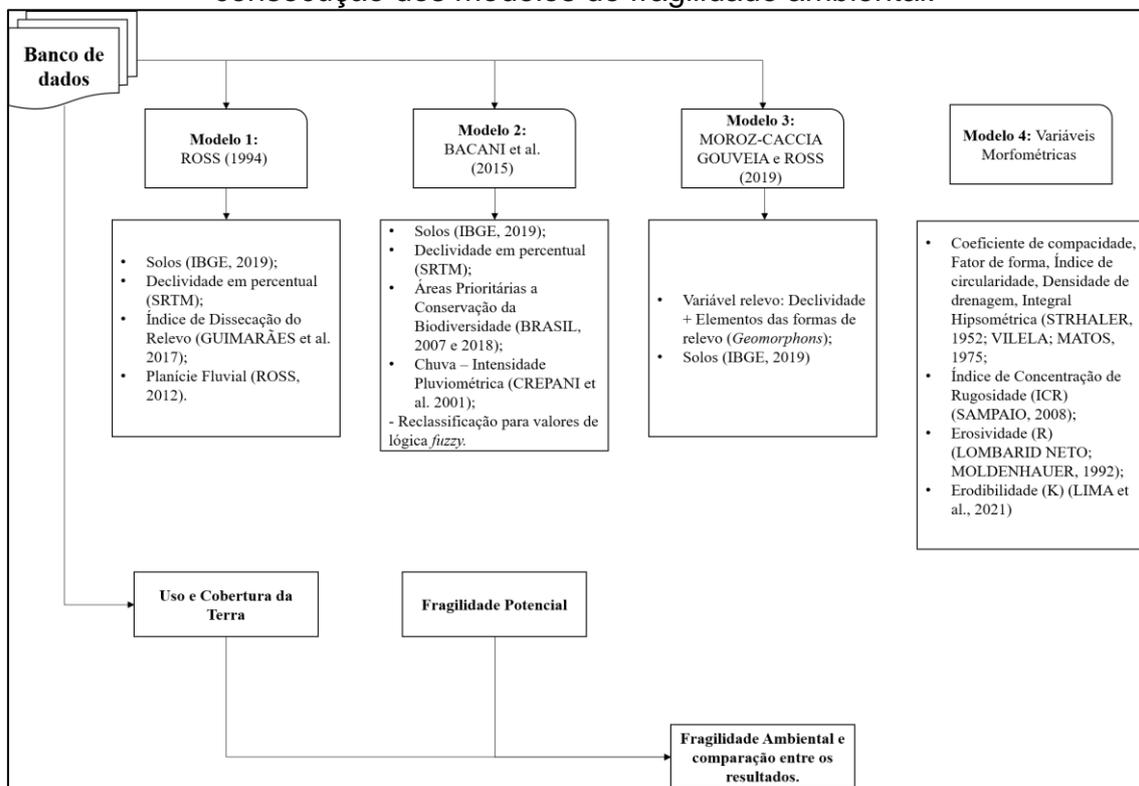
3.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Para o desenvolvimento dos procedimentos metodológicos, teve-se como alicerce a comparação de três modelos de Fragilidade Ambiental (FA), sendo estes: proposta original de Ross (1994) com a inclusão das áreas de planície fluvial (ROSS, 2012) – adotada a inclusão destas áreas para todos os modelos – na categoria de muito alta Fragilidade Potencial (FP) e Emergente (Ambiental) (ROSS, 2012; ROSS e FIERZ, 2017); a proposta de Bacani *et al.*, (2015), a qual empregaram a lógica fuzzy para avaliação da fragilidade ambiental, subsidiando o ordenamento físico-territorial; e por fim, o terceiro modelo é baseado na

proposta de Moroz-Caccia Gouveia e Ross (2019), que utilizam de parâmetros morfológicos extraídos de forma automática do DEM (*Digital Elevation Model*) (*geomorphons*) como uma nova variável para consecução da Fragilidade Ambiental. A sequência de procedimentos adotados está exemplificada na Figura 3-1 e detalhados posteriormente.

Os resultados destes modelos foram comparados com a proposta de um modelo de fragilidade ambiental que se emprega da análise morfométrica como uma nova variável a ser utilizada para determinação da fragilidade dos ambientes, apresentada no capítulo 1. Esta comparação foi realizada com base na relação entre quantidade de pontos de erosão por nível de fragilidade, a partir da densidade de processos erosivos – quantidade de erosões/área em km² de cada classe de fragilidade e, a análise espacial entre a densidade de pontos e os níveis de fragilidade, através do Índice de Moran Local no *software* GeoDa 1.18.10 (ANSELIN; SYABIRI; KHO, 2006). Foram empregados para validação 106 pontos de erosão, adquiridos a partir de visitas à campo e interpretação de imagens de alta resolução.

Figura 3-1: Fluxograma com os procedimentos metodológicos para consecução dos modelos de fragilidade ambiental.



Os resultados destes modelos foram comparados com a proposta de um modelo de fragilidade ambiental que se emprega da análise morfométrica como uma nova variável a ser utilizada para determinação da fragilidade dos ambientes, apresentada no capítulo 1. Esta comparação foi realizada com base na relação entre quantidade de pontos de erosão por nível de fragilidade, a partir da densidade de processos erosivos – quantidade de erosões/área em km² de cada classe de fragilidade e, a análise espacial entre a densidade de pontos e os níveis de fragilidade, através do Índice de Moran Local no *software* GeoDa 1.18.10 (ANSELIN; SYABIRI; KHO, 2006).

3.2.1 Modelo 1: Fragilidade Potencial e Ambiental – Ross (1994, 2012)

Esta proposta é referenciada como “Modelo 1a”, que utiliza o mapa de declividade ao invés do índice de dissecação do relevo para consecução da fragilidade potencial.

Para construção deste modelo, elaborou-se inicialmente o mapeamento da Fragilidade Potencial, por meio da combinação das seguintes variáveis: Solos (IBGE, 2019); Declividade e Índice de Dissecação do Relevo.

Os pesos para as classes de solo foram atribuídos baseados em Ross (1994). Contudo, foram adaptados, utilizando das informações de textura e da ocorrência destes solos na paisagem, fundamentando nesses três fatores, a atribuição dos pesos adotados para essa variável, estando estes, apresentados na Tabela 3-1:

Tabela 3-1: Tipos de solos, textura e pesos por nível de fragilidade potencial.

Tipo	Textura	Peso	Área (km ²)	Área (%)
Água	-	5	37,12	2,75
LVd – Latossolo Vermelho Distrófico	Média	2	1057,62	78,4
LVdf – Latossolo Vermelho Distroférrico	Muito Argilosa/Argilosa	1	34,14	2,53

PVAd – Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico	Média	4	145,48	10,8
PVd – Argissolo Vermelho Distrófico	Arenosa/Média e Média	4	29,85	2,2
SXd – Planossolo Háplico Distrófico	Arenosa/Média e Arenosa/Argilosa	5	44,78	3,32
Total	-	-	1349	100

Fonte: Adaptado de Ross (1994).

Para a elaboração do mapa de declividade, foi utilizado como *input* a imagem do radar SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), adquirida junto ao portal do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS – *United States Geological Survey*) (USGS, 2018), com resolução espacial de 1 arco de segundo (aproximadamente 30 metros). A mesma foi reprojetada com auxílio do *software* Global Mapper, versão 13.2 (BLUE MARBLE GEOGRAPHICS, 2012) para o sistema de projeção UTM (Universal Transversa de Mercator), fuso 22 Sul.

Após a realização destes procedimentos, a imagem reclassificada foi importada para o *software* ArcGIS 10.6 (ESRI, 2019) para confecção da variável declividade (em porcentagem), a partir da ferramenta “*Slope*”. Os intervalos adotados para cada classe foram baseados em Ross (1994), estando apresentados na Tabela 3-2.

Tabela 3-2: Classes de declividade e pesos por nível de fragilidade potencial.

Classes	Peso	km ²	%
0 - 6 %	1	1058,25	78,45
6 - 12 %	2	271,65	20,14
12 - 20 %	3	18,44	1,37
20 -30 %	4	0,586	0,04%
> 30%	5	0,01	-

Fonte: Ross (1994)

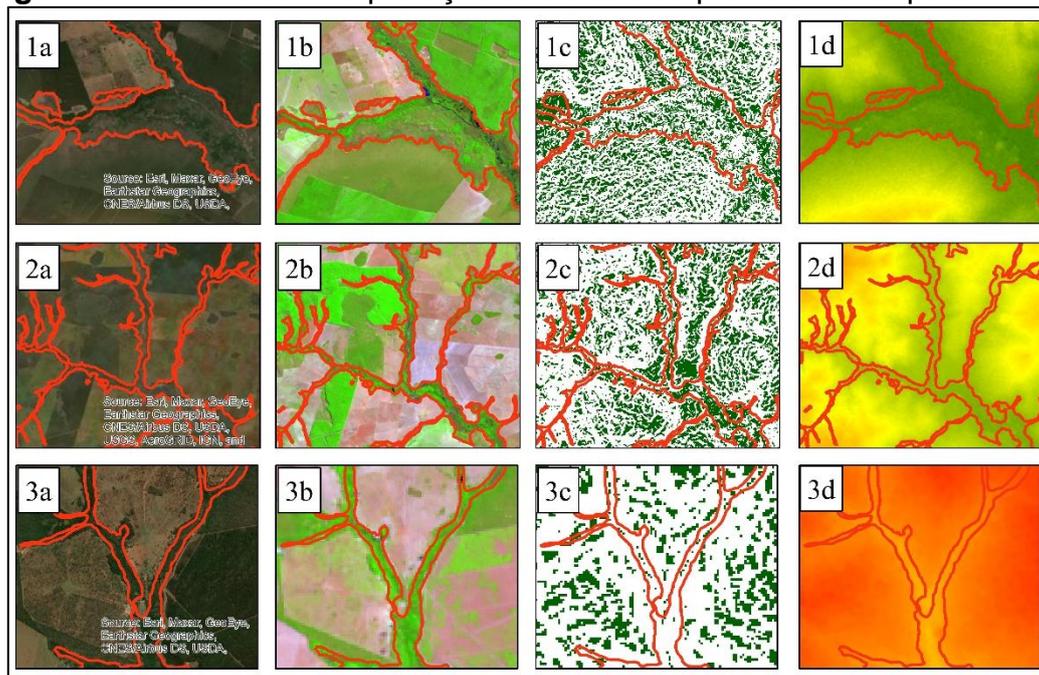
Seguindo os preceitos apresentados em Ross (1994) e reforçados em Moroz-Caccia Gouveia e Ross (2019), estudos que necessitem de análise em

escalas médias e pequenas (1:50.000, 1:100.000 e 1:250.000) tem como base de utilização para informações referentes a geomorfologia determinados padrões de formas, como a Rugosidade Topográfica ou Índices de Dissecação do Relevo, apresentados a partir da matriz de dissecação (ROSS 1992; 1994). Desta forma, aplicou-se o Índice de Dissecação do Relevo elaborado com base na proposta de automatização do mesmo, seguindo os preceitos desenvolvidos por Guimarães *et al.*, (2017). Este modelo é apresentado a nomenclatura de “Modelo 1b”.

São adotadas 4 etapas no processo de automatização do Índice de Dissecação do Relevo, sendo elas: i) Tratamento e preparação do MDE; ii) Mapeamento do grau de entalhamento dos vales; iii) Mapeamento da dimensão interfluvial média e; iv) Cálculo dos valores de dissecação do relevo, baseados na matriz proposta por Ross (1994) (GUIMARÃES, *et al.* 2017).

A última variável para a realização da Fragilidade Potencial são as áreas de Planície Fluvial, em que, seguindo as indicações presentes nos trabalhos de ROSS (2012); ROSS e FIERZ (2017), ressaltam a importância desta feição geomorfológica como uma área de muito alta fragilidade, por toda sua complexibilidade ecossistêmica e instabilidade ambiental. Assim, sua confecção ocorreu pelo método visual de interpretação de imagens, seguindo procedimentos apresentados em Florenzano (2008), manual técnico de geomorfologia (IBGE, 2009), Cunha e Bacani (2015). A figura 3-2 retrata os procedimentos de interpretação para delimitação da área de planície.

Figura 3-2: Chave de interpretação das áreas de planície fluvial para BHRP.



Fonte: Autor, 2023.

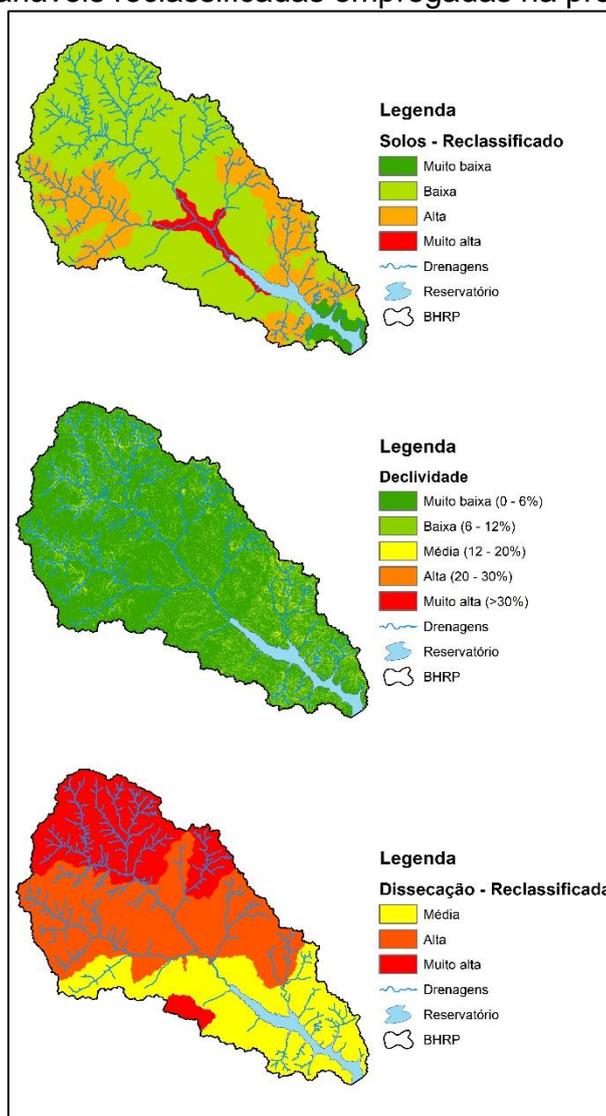
Para delimitação das áreas de planície foram utilizadas imagens de alta resolução (Figura 3-2-1a, 3-2-2a e 3-2-3a) presentes no catálogo de imagens do Bing (Microsoft Bing) disponíveis no *software* ArcGIS 10.6 (ESRI, 2019). Em consonância a utilização das imagens de alta resolução, elaborou-se a composição colorida de falsa cor, com imagens no comprimento de ondas do Infravermelho médio/próximo e visível, do satélite Landsat-8 (Figura 3-3-2). Realizou-se também o emprego de imagens de radar (SRTM), construindo o mapa de hipsometria (Figura 3-3-4) e dados derivados deste, como declividade, expressando áreas de até 3% de inclinação do terreno. (Figura 3-3-3, áreas com até 3% de inclinação representadas em verde).

Após todos esses processos, as variáveis solos, declividade (modelo 1a) e índice de dissecação do relevo (modelo 1b) foram reclassificados a partir da ferramenta “*Reclassify*”, onde adotou-se os pesos relacionados aos seus respectivos níveis de fragilidades. Feito isto, empregando a ferramenta “*Weighted overlay*”, realizou-se a sobreposição ponderada, em que, cada variável recebeu o grau de influência de 25%. Finalizado esse processo, o arquivo decorrente deste procedimento foi convertido para formato *shapefile*, para que pudesse ser executado o procedimento de *update* das áreas de planície fluvial (que apresentam muito alta fragilidade) com o arquivo gerado da

sobreposição ponderada das variáveis já mencionadas, concebendo a FP para BHRP.

As variáveis reclassificadas para os modelos de Ross são apresentadas na Figura 3-3.

Figura 3-3: Variáveis reclassificadas empregadas na proposta de Ross.



Fonte: Autor, 2023.

3.2.2 Modelo 2: Fragilidade Potencial e Ambiental: Bacani *et al.* (2015)

As variáveis utilizadas na construção no modelo proposto por Bacani *et al.* (2015) tiveram como premissa a identificação de unidades de fragilidade, aos quais estas são resultantes dos mapeamentos de geomorfologia (declividade), solos, clima (intensidade pluviométrica), riqueza da biodiversidade (áreas

prioritárias a conservação da biodiversidade), uso da terra e cobertura vegetal. Os pesos e procedimentos para consecução do mapa de declividade e solos podem ser encontrados no capítulo 2.

Para a variável chuva utilizou-se da adaptação do cálculo de intensidade pluviométrica de Crepani *et al.* (2001), onde os procedimentos para esta adaptação foram desenvolvidos por Cunha *et al.* (2013). Assim, utilizou-se dos dados de precipitação de 9 estações pluviométricas apresentadas na tabela 3-3, no capítulo 2.

Tabela 3-3: Série temporal de dados para estações pluviométricas utilizadas no cálculo do fator de erosividade da chuva.

Nome da estação	Série temporal	Média anual (mm)	Valor EI (MJ.mm/ha.h.ano)
Aparecida do Taboado	1983-2016	1206,124	6224,896
Garcias	1983-2016	1238,994	6195,062
Ilha Solteira	1992-2017	1330,492	6602,303
Inocência	1983-2016	1596,718	8149,057
Jupia	1983-2017	1245,22	6130,471
Porto Galeano	1983-2016	1307,185	6578,249
Porto Velho	1983-2016	1289,65	6288,851
São José do Sucuriú	1983-2016	1506,471	7509,1
Selvíria	1983-2016	1268,726	6428,961

Fonte: OLIVEIRA, 2023.

Os dados de média histórica anual foram interpolados através do método de interpolação IDW (*Inverse Distance Wighted*), no *software* ArcGIS 10.6 (ESRI, 2019), com a finalidade de gerar a espacialização da precipitação para a área de estudo.

A Intensidade Pluviométrica consiste na relação entre a quantidade de Precipitação Média Anual (PMA) pela quantidade de meses chuvosos ao longo do ano, sendo este a Duração do Período Chuvoso (DPC) (CREPANI *et al.*, 2001). Os meses chuvosos foram definidos a partir de dados disponibilizados pelo portal de Geociências do IBGE, apresentando diferentes zonas climáticas do território brasileiro, agrupadas por temperatura e umidade (IBGE, 2021), sendo adotado para BHRP a referência de 10 meses chuvosos e 2 meses secos.

Então, os valores de intensidade pluviométrica foram definidos a partir da Equação 1 (CUNHA *et al.*, 2013)

$$IP = \frac{PMA}{DPC}$$

Os valores de IP encontrados para as estações variaram de 120,6 mm na estação de Aparecida do Taboado e 159,7 mm na estação de Inocência, sendo estes os menores e maiores valores de IP para as estações estudadas.

Com os valores de IP encontrados para as estações, foi realizada a adaptação metodológica entre os valores definidos por Crepani *et al.* (2001) para Ross (1994), já que a ponderação para o primeiro autor é trabalhada na escala de valores de 1 a 3, enquanto para o segundo, os valores vão de 1 a 5. Esse procedimento se deu através de uma regra de 3 básica. O reescalonamento foi realizado conforme descrito por Cunha *et al.*, (2013) e apresentado no Quadro 3-1.

Quadro 3-1: Procedimento para conversão de valores de intensidade pluviométrica de Crepani *et al.* (2001) para níveis de fragilidade de Ross (1994).

CREPANI <i>et al.</i> (2001)	PESOS	ROSS (1994)	PESOS
Muito alta Vulnerabilidade à perda de solos	3	Muito alta fragilidade	5
Vulnerabilidade para BHRP	1,5	Fragilidade para BHRP	2

Fonte: Adaptado de CUNHA *et al.* (2013) e MANFRÉ *et al.* (2013).

Após esses procedimentos, encontrou-se na conversão o valor de peso 2 (baixa fragilidade) para a variável chuva na BHRP.

Para representar a riqueza da biodiversidade, foram utilizados dados oriundos do mapeamento de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade, com as regras de identificações destas áreas instituídas a partir do Decreto nº 5092 de 21/05/2004 (BRASIL, 2004). Como resultado, foram divulgadas duas atualizações das áreas prioritárias, com a primeira atualização aprovada pela Deliberação CONABIO nº46, de 20 de dezembro de 2006 (BRASIL, 2006) e reconhecida pela portaria nº 9, de 23 de janeiro de 2007, sendo revogada no ano

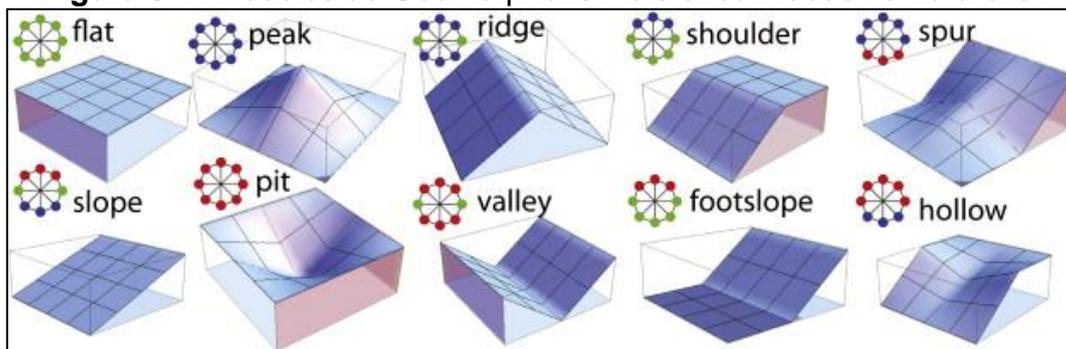
de 2018 pela Portaria MMA nº 463 de 18 de dezembro de 2018 (BRASIL, 2018), a qual incorporou os resultados da segunda atualização.

Não foram utilizadas as áreas prioritárias a conservação da biodiversidade, pois segundo a última atualização realizada pelo Ministério do Meio Ambiente brasileiro (BRASIL, 2018), não foram identificadas áreas prioritárias dentro dos limites da BHRP.

Por fim, as variáveis reclassificadas tiveram seus valores convertidos para valores de função fuzzy, através da ferramenta “*Fuzzy Membership*”, aplicando-se a função de pertinência *MSLarge*, com os valores passando a variar entre 0 e 1 e não mais de 1 a 5, onde, valores próximos a 0 apresentam baixa fragilidade, enquanto valores próximos a 1, irão representar muito alta fragilidade. Após esse procedimento, estas mesmas variáveis foram combinadas utilizando da ferramenta “*Fuzzy Overlay*”, utilizando a opção SUM.

3.2.3 Modelo 3: Fragilidade Potencial e Ambiental: Moroz-Caccia Gouveia e Ross (2019)

Neste modelo, empregou-se na consecução da variável relevo a aplicação da proposta do mapeamento dos *geomorphons* (JASIEWICZ; STEPINSKI, 2013). Segundo os autores mencionados, os *geomorphons*, análogos aos *Textons* (JULESZ, 1981), são definidos como as microestruturas fundamentais da paisagem, podendo ser identificados até 498 *geomorphons*. Contudo, são agrupados e cartografados dez elementos mais comumente encontrados, conforme apresentado por Robaina *et al.* (2016), são identificados como: I) área plana (*flat*); II) pico (*peak*); III) crista (*ridge*); IV) ressalto (*shoulder*); V) crista secundária (*spur*); VI) encosta (*slope*); VII) escavado (*hollow*); VIII) base de encosta (*footslope*), IX) vales (*valley*) e X) fosso (*pit*) (Figura 3-4).

Figura 3-4: Modelos de Geomorphons mais encontradas na natureza.

Fonte: Jasiewicz e Stepinski (2013).

Para sua aplicação, são fundamentais 3 elementos base na execução do algoritmo a fim da criação dos *geomorphons*, sendo necessário um conjunto de dados raster e dois parâmetros escalares livres. Desta forma, o conjunto de dados *raster* para varredura é o Modelo Digital de Elevação (MDE ou DEM – *Digital Elevation Model*) para ser utilizado como *input*, enquanto os dois parâmetros livres são *Lookup* “L” (distância em metros ou célula unidades) e *Threshold* “t” (nivelamento em graus). Os valores adotados para estes parâmetros livres são os mesmos empregados nos trabalhos de Silveira *et al.* (2018), Furlan *et al.* (2018) e Moroz-Caccia Gouveia e Ross (2019), em que o valor de “L” foi igual a 20 pixels, equivalente a 1800 metros e “t” igual a 2 graus.

A ponderação de cada *geomorphons* segue os valores adotados no trabalho de Moroz-Caccia Gouveia e Ross (2019), seguindo a proposta de agrupamento destas microestruturas, com o auxílio dos mapas clinográfico e pedológico. O Quadro 3-2 apresenta os critérios e as novas nomenclaturas das feições agrupadas, bem como seus respectivos pesos no emprego da análise da fragilidade ambiental.

Quadro 3-2: Pesos seguindo os níveis de fragilidade para *geomorphons*.

Geomorphons	Novas classes	Pesos/ Fragilidade
Áreas Planas (I)	Áreas Planas	1 – Muito baixo
Picos (II)	Topos	
Cristas (III)		
Cristas secundárias (V)		

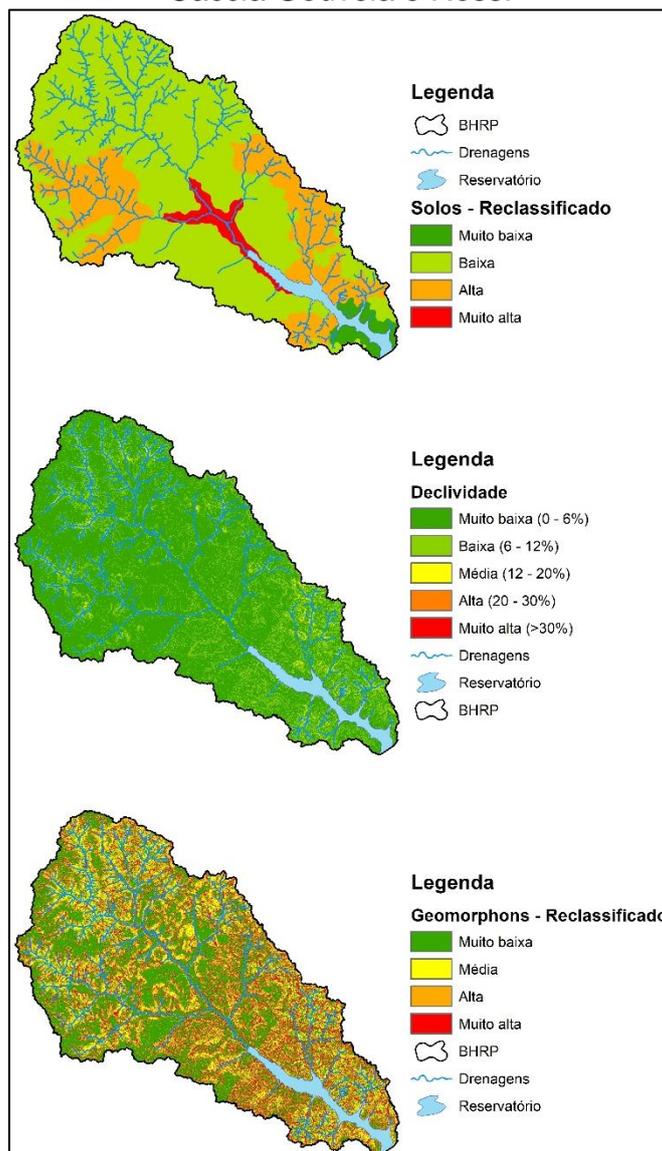
Encostas (VI)	Vertentes convexas e plano-convexas	3 – Médio
Ressaltos (IV)	Ressaltos	4 – Alta
Base das Encostas (VIII)	Vertentes côncavas e plano-côncavas	5 – Muito alto
Escavados (VII)	Planície Fluvial	5 – Áreas sujeitas a inundações
Vales (IX)		
Fossos (X)		

Fonte: Moroz-Caccia Gouveia e Ross (2019).

Após a reclassificação dos *geomorphons*, a sobreposição ponderada foi realizada inicialmente entre as variáveis declividade (já reclassificada) e os próprios *geomorphons*, onde cada variável teve importância relativa de 50%, em que para tal caminho, utilizou-se da ferramenta “*Weighted Overlay*”. O resultado desta combinação, foi empregado em uma nova sobreposição ponderada, utilizando a variável solos, onde ambas apresentam também, importância relativa de 50%, sendo realizado esta etapa utilizando da ferramenta já mencionada. O resultado final consiste na Fragilidade Potencial.

As variáveis reclassificadas estão apresentadas na Figura 3-5.

Figura 3-5: Variáveis reclassificadas empregadas na proposta de Moroz-Caccia Gouveia e Ross.



3.2.4 Fragilidade ambiental

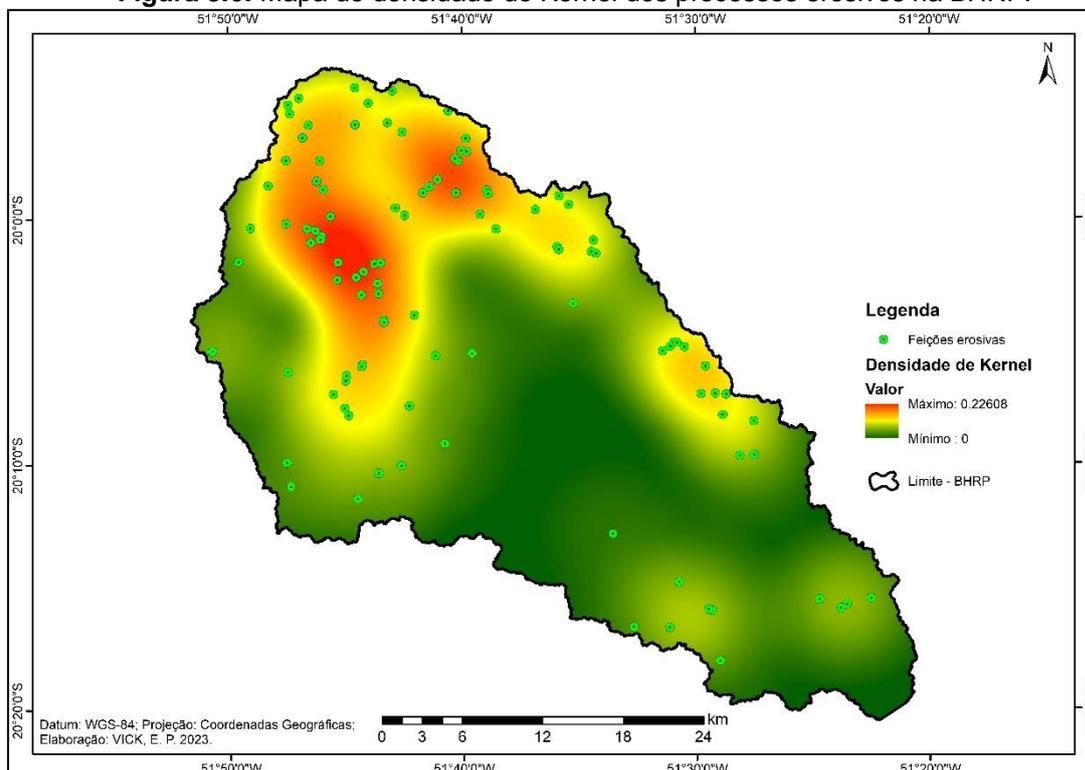
Para consecução da Fragilidade Ambiental foi realizada a combinação entre a Fragilidade Potencial e o mapeamento de uso e cobertura da terra, que expressa a ação antrópica no ambiente, seja demonstrando áreas de preservação da vegetação natural ou a atividade desenvolvida, utilizando-se dos recursos naturais. O detalhamento do mapeamento de uso e cobertura da terra está apresentado no capítulo 2 e os respectivos procedimentos para sua elaboração são detalhados em Vick (2019), enquanto os pesos adotados para cada classe encontram-se na no Quadro 2-5, disponível no capítulo 2.

3.2.5 Análise estatística espacial – Moran Global e Local

Para avaliação espacial do modelo, foi empregado do índice de Moran Local (ANSELIN, 1995), analisando a relação entre os níveis de fragilidade e a densidade de ocorrência de processos erosivos. Foram utilizados 106 pontos de erosões para o processo de validação, em que foram coletados a partir de idas a campo e com o auxílio de imagens de alta resolução, disponível no catálogo de imagens Bing, no próprio ArcGIS. A definição do raio para elaboração do mapa de Kernel (densidade de processos erosivos) baseou-se em Rizzeto *et al.*, (2021), em que, o valor do raio foi obtido a partir da subtração e adição da média da distância de cada ponto (erosão) com a média do desvio padrão, resultado em valores máximos e mínimos de raio, sendo empregado neste trabalho, valores mínimos.

O mapa de kernel para a densidade de processos erosivos está representado na Figura 3-6.

Figura 3.6: Mapa de densidade de Kernel dos processos erosivos na BHRP.



Para análise de correlação espacial foi utilizado o *software* GeoDa 1.18 (ANSILIN; SYABRI; KHOK, 2006), empregando do método de Moran Global para representar a correlação entre valores médios de uma variável espacial e o valor

médio desta variável e, Moran Local para testar a autocorrelação local, trabalhando com o conceito de bolsões locais de correlação, possibilitando a identificação de agrupamentos de áreas (LUZARDO; CASTAÑEDA FILHO; RUBIM, 2017).

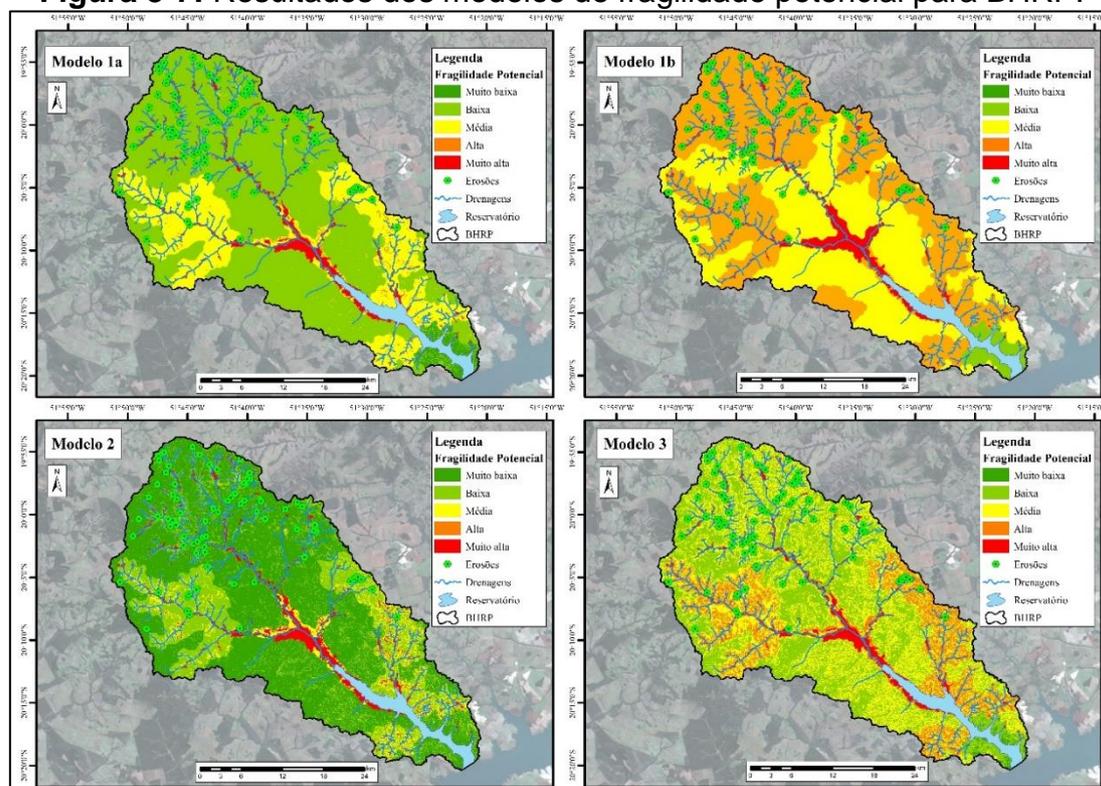
No *software* Qgis 3.16.10 (QGIS, 2-21), foi confeccionado uma grade regular de 30 metros para todo o limite da BHRP. Através da ferramenta “Estatísticas Zonais” foram retirados valores de média, mediana e desvio padrão das classes de fragilidade ambiental e da densidade de kernel para toda a bacia, com base na grade regular criada, sendo estes utilizados na análise de Moran Global e Local.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Modelos de Fragilidade Potencial

A espacialização dos modelos avaliados encontra-se na Figura 3-7, apresentando os modelos 1a e 1b – Ross (1994; 2012), modelo 2 – Bacani, *et al.* (2015) e modelo 3 – Moroz-Caccia Gouveia e Ross (2019).

Figura 3-7: Resultados dos modelos de fragilidade potencial para BHRP.



Fonte: Autor, 2022.

Os resultados para os modelos 1a, 1b, 2 e 3 em km² e percentual estão contidos na tabela 3-4.

Tabela 3-4: Área total (em km² e %) de cada classe de fragilidade ambiental para Bacia Hidrográfica do Rio Pântano para cada modelo.

	Muito baixa		Baixa		Média		Alta		Muito alta	
	km ²	%	km ²	%						
Modelo 1a	24,04	1,78	856,45	63,54	346,69	25,72	16,45	1,22	15,37	7,82
Modelo 1b	-	-	32,93	2,44	526,16	39	670,65	49,72	119,27	8,84
Modelo 2	0,04	0,003	1089,13	80,74	137,55	10,2	0,11	0,01	122,15	9,06
Modelo 3	8,25	0,61	501,20	37,15	553,07	41	178,89	13,26	107,59	7,98

Fonte: Autor, 2023.

Em primeiro momento nota-se valores elevados de alta fragilidade potencial (49,72% da área da bacia) para o modelo 1b, que leva em consideração o índice de dissecação do relevo, bem como para o modelo 3, que utiliza para representação da variável relevo os *geomorphons*.

No modelo 1a, ao qual adota a variável declividade para modelagem da fragilidade potencial para BHRP, impera a baixa fragilidade potencial, com ocorrência em 63,54% da área total, seguida por média com 25,72%, muito alta com 7,82%, estando esta classe associada majoritariamente a áreas de planície fluvial; a baixa fragilidade potencial, com 1,78% da bacia e por fim, alta fragilidade, com 1,22%.

Para o modelo 2 foi empregado o fatiamento de classes pelo método de quebra natural de *Jenks*, na determinação dos intervalos das classes de fragilidade, onde 80,74% da área concentram-se em baixa fragilidade potencial. Enquanto o modelo 3, os resultados convergiram para as classes de baixa – 37,15% - e média – 41% - fragilidade potencial.

Ressalta-se que as classes de muito alta fragilidade estão associadas prevalentemente às áreas de planície fluvial, cujos percentuais de ocupação

desta classe relacionadas à planície são: Modelo 1a: 99,9%; modelo 1b: 88,25%; modelo 2: 86,15% e modelo 3: 97,82%. Desta forma, nota-se a importância do emprego da planície fluvial (ROSS, 2012) como áreas de muito alta fragilidade, levando em consideração toda a complexidade ambiental destes locais, pois estes apesar de apresentarem planicidade estão sujeitas a inundações periódicas (IBGE, 2009).

Em áreas rurais, como é o contexto da BHRP, locais passíveis de inundações carecem de maior atenção em relação a sua ocupação, devido a condição ambiental ao qual se encontram pois ao longo do tempo e em diferentes escalas, a movimentação da água em inundações sazonais pode produzir locais com maiores ou menores deposições de matéria orgânica ou inorgânica (ROCHA, 2011). Contudo, reforça-se para análise da fragilidade potencial e ambiental em áreas urbanas a relevância da planície fluvial, sendo possível o emprego e combinação de mapas de risco a inundação (BRUIJN *et al.*, 2015; FERNANDES DA SILVA *et al.*, 2014) a metodologia de fragilidade ambiental (ROSS, 1994; ROSS, 2012).

Estudos desenvolvidos em bacias hidrográficas no estado de Mato Grosso do Sul, no sistema da bacia hidrografia do Rio Paraná, mapearam a fragilidade potencial e ambiental para o córrego Bebedouro, ao qual encontraram a concentração nas classes de baixa – 59,44% - e média – 33,87% - fragilidade potencial, com características de solos próximas a BHRP (Latosolos Vermelhos e Argissolos Vermelho Amarelo), com cerca de 48,7% da área com declives menores que 12% (SAMPAIO; PINTO, 2019).

Na bacia hidrográfica do rio Dourados, localizada ao sul no estado de Mato Grosso do Sul, sob condições de precipitação variando entre 1.200 a 1.600 mm, com presença de solos das classes de Latossolos Vermelho, Argissolo Vermelho, Gleissolos e Neossolos, Gonçalves, *et al.* (2011) constataram que 98,8% da área total da bacia possui baixa – 67,7% - ou média – 31,1% - fragilidade potencial.

Localizado no município de Selvíria, a bacia hidrográfica do Córrego Ribeirão Dois Córregos apresenta-se muito próxima a BHRP, tanto em sua localização geográfica, mas também por suas condições naturais. Os solos da área são: Latossolo Vermelho Escuro – Latossolo Vermelho distrófico, Argissolo Amarelo e Argissolo Vermelho, com valores de precipitação variando entre 1.190

a 1.342 mm aproximadamente, com declividade entre 6 e 12% de inclinação do relevo. Desta forma, segundo Ponso, Izippato e Bacani (2013), a fragilidade potencial para 60,6% da área está condicionada as classes de baixa (fraca) – 15,8% - e média – 44,8% - em que a classe de alta (forte), presente em 36,1% está associada a áreas próximas às margens dos corpos d'água, de nascentes e da foz do rio.

Barros *et al.* (2019) realizando análise da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do Ribeirão Periquito, localizada no município de Selvíria, sendo afluente da margem esquerda do Rio Sucuriú, identificaram que cerca de 99,67% da bacia apresenta muito baixa – 71,36% - ou baixa – 28,31% - fragilidade potencial a processos erosivos.

Desta forma, através de trabalhos percursoros utilizando da análise da fragilidade ambiental em bacias hidrográficas no estado de Mato Grosso do Sul, em condições físicas próximas a BHRP, na bacia hidrográfica do Rio Paraná, foi possível identificar tendência a baixa ou média fragilidade potencial nestes ambientes.

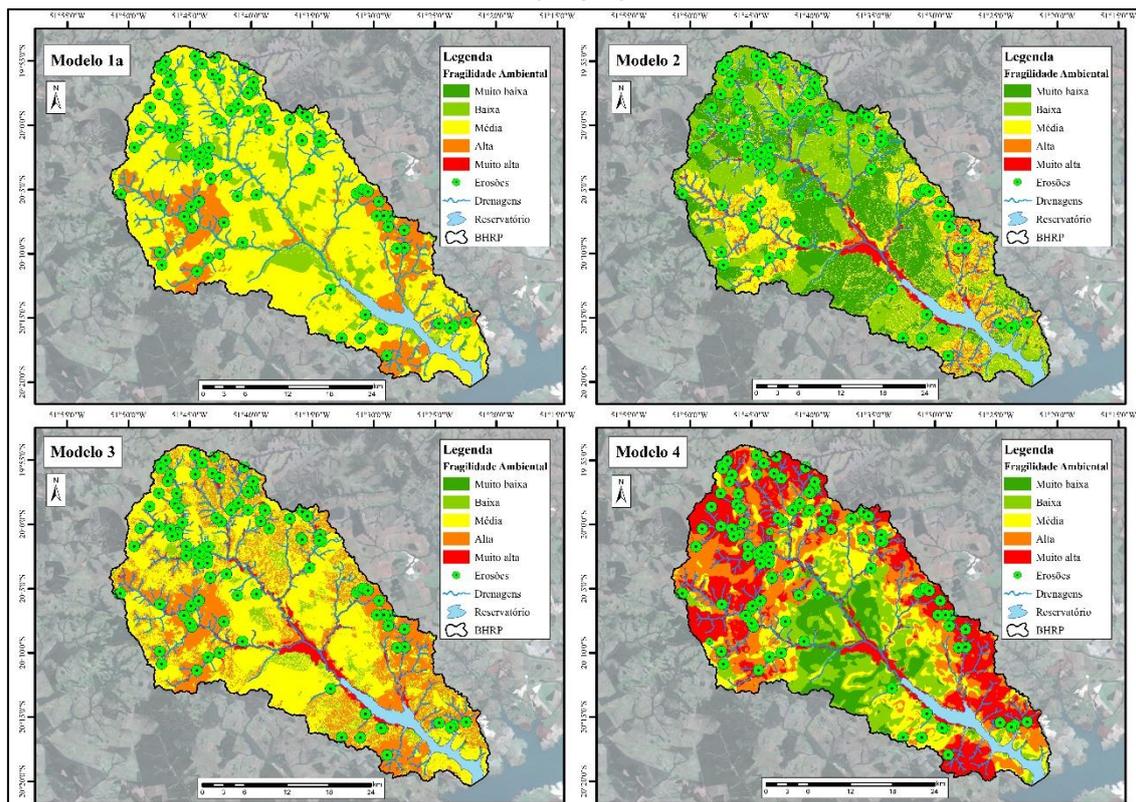
Assim, a partir dos modelos aplicados na BHRP destoa-se o modelo 1b, ao qual utiliza do índice de dissecação do relevo, apresentando em 49,71% da bacia, áreas com alta fragilidade potencial. Esse resultado pode ser explicado a partir do princípio apresentado por Guimarães *et al.* (2017), em que, a proposta de classificação de Ross (1994) privilegia classes mais altas, em que, a classe de muito alta fragilidade é constituída de nove valores, ao mesmo compasso que as classes de muito baixa e baixa são formadas a partir de três valores.

Portanto, os resultados elevados de alta fragilidade potencial para BHRP encontrados no modelo 1b estão condicionados à variável dissecação do relevo. Desta forma, para comparação da fragilidade ambiental não foi utilizado deste modelo por esse destoar de outros resultados encontrados na literatura e já apresentados no corpo deste texto, comparando assim os modelos 1a, 2, 3 e a proposta de utilização de variáveis morfométricas para consecução da fragilidade, apresentado no capítulo 2.

3.3.2 Modelos de Fragilidade Ambiental

Os resultados encontrados para a fragilidade ambiental na BHRP são encontrados especializados na figura 3-8, representando os modelos 1a, 2, 3 e 4 de fragilidade ambiental utilizando das variáveis morfométrica.

Figura 3-8: Modelos de fragilidade ambiental para Bacia Hidrográfica do Rio Pântano.



Fonte: Autor, 2023.

Os resultados das áreas de fragilidade ambiental por classe estão apresentados na tabela 3-5. Os três primeiros modelos apresentam uma tendência às maiores classes estarem centradas em média fragilidade ambiental para BHRP, enquanto a proposta apresentada no capítulo 2 ao qual emprega a utilização de variáveis morfométricas denota de maior quantidade de áreas pertencentes a alta e muito alta fragilidade.

Tabela 3-5: Resultados das classes de fragilidade ambiental (em km² e %) de cada modelo para Bacia Hidrográfica do Rio Pântano.

	Muito baixa		Baixa		Média		Alta		Muito alta	
	km ²	%								
Modelo 1a	1,48	0,11	146,89	10,89	865,61	64,17	225,89	16,74	109,13	8,09
Modelo 2	348,15	25,81	373,38	27,67	378,06	28,02	129,45	9,56	119,96	8,9
Modelo 3	0,360	0,03	94,66	7,02	691,2	51,24	447,64	33,18	115,14	8,54
Modelo 4	107,7	7,98	200,6	14,87	245,2	18,17	333	24,68	462,5	34,28

Fonte: Autor, 2023.

O modelo 1a apresenta 64,17% da área da bacia na classe de média fragilidade ambiental, no qual 84,4% destas áreas são ocupadas por áreas de Latossolo Vermelho Distrófico, em inclinações de até 6% (83,76%) e de 6 – 12% (15,93%), enquanto 5,52% desta classe de fragilidade encontra-se Argissolos Vermelho distrófico, em inclinações menores que 6% de declive (75,19%) e entre 6 a 12% (22,74%). As áreas de alta fragilidade ambiental para este modelo concentram-se majoritariamente em Argissolos, ocorrendo em 36,31% da área, com declives de até 6% e em 9,95% da área, com declives entre 6 – 12%, para Argissolo Vermelho distrófico, enquanto 43,85% da área, em declives até 6%, e 28,79% em declividades de 6 a 12% para Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico.

As áreas com média fragilidade ambiental que se destacam para esse modelo apresentam 50,04% do seu total o uso de pastagem. Leite e Rodrigues (2018) em mapeamento da fragilidade ambiental para o município de Anastácio-MS associaram a ocorrência de média fragilidade ambiental ao uso e cobertura da terra, em específico, as áreas de pastagem, pois as características físicas como o tipo de solo (Latosolos) e a baixa declividade acarretavam em baixa vulnerabilidade para essas áreas. Enquanto as áreas de alta fragilidade para BHRP estão mais condicionadas ao tipo de solo, mas também ao uso e cobertura da terra desenvolvido. Segundo Santos *et al.* (2010), a associação de áreas com presença de Argissolos – textura média e moderada – em baixas declividades – entre 6 e 12% - podem resultar em uma fragilidade potencial forte (alta fragilidade), como pode ser encontrado no mapeamento realizado para o município de Tamboara -Pr. Desta forma, uma forte fragilidade potencial oriunda da relação entre Argissolos e declividade, com o uso predominante de pastagem

(56,71%) combinam para grande parte das áreas de alta fragilidade ambiental para BRHP.

O modelo 2 apresenta que 27,67% da área da BHRP –373,38 km² - concentram-se em baixa fragilidade ambiental. Essas áreas são associadas a majoritariamente a presença de Latossolos Vermelho distróficos, com muito baixa declividade – menor que 6% - correlacionadas a usos de Pastagem (45,9%), Eucalipto (34,75%), Savana Arborizada (6,37%) e Vegetação Ciliar (2,93%). Áreas de média fragilidade ambiental neste modelo correspondem a 28,02% (378,06 km²) da BHRP e estão relacionadas aos tipos de Argissolos, em que, 20,95% das áreas são de Argissolo Vermelho distrófico com uso de pastagens e 6,68% com o uso de eucalipto, enquanto áreas com Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico correspondem em 10,55% e 7,38%, aos usos de pastagem e eucalipto, respectivamente. Ocorrem também áreas de média fragilidade associadas a declividades entre 6 e 12% em ocorrências de Latossolo Vermelho distrófico, com usos de pastagem (15,89%) e eucalipto (8,83%). Por fim, áreas de alta fragilidade correspondem a 9,56% (129,45 km²) e está associada a regiões com declive entre 6 e 12%, com presença de Argissolos – Argissolo Vermelho distrófico e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico – com uso de pastagem (33,31%).

Com procedimento metodológico diferente ao desenvolvido por Bacani, *et al.* (2015) na determinação da fragilidade, Gouveia *et al.* (2015) também obtiveram resultados de fragilidade ambiental alta relacionados a presença de Argissolos (Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico) com textura média arenosa e uso antrópico de lavouras (temporária e permanente) e pastagens, embora estas áreas apresentassem fraca dissecação no relevo. Para BHRP, aplicando o modelo 2, constatou-se a presença de alta fragilidade ambiental em áreas de Argissolo, com declives entre 6 – 12%, em classes de pastagem e plantações de eucalipto.

De forma diferente as duas propostas anteriores apresentadas, o modelo 3 concentra no auxílio da variável relevo o emprego dos *Geomorphons*, favorecendo assim a análise dos resultados e a interpretação de não só em qual angulo de inclinação os tipos de solos encontram-se majoritariamente, mas também, qual a forma de relevo e sua localização espacial na paisagem. Desta forma, a classe de média fragilidade ambiental é a mais presente para BHRP,

onde destaca-se áreas de formas planas, com presença de Latossolo Vermelho distrófico e declividade até 6%, ocupando 51,24% desta classe. Nesta mesma classe de média fragilidade ambiental, destaca-se áreas de encostas com declividade de até 6% - 10,29% da área – e, áreas de ressalto com muito baixa declividade (até 6%) – 9,47% da área. Para classe de alta fragilidade ambiental presente em 447,64 km² para BHRP – equivalente a 33,18% da área da bacia – 11,15% estão localizadas em áreas de formas de ressalto, em declives de até 6%, com presença de Latossolo Vermelho distrófico. Encontra-se área de alta fragilidade também em 9,12% da área, associado a base de encostas, com declividades muito baixas (menor que 6%) com presença de Latossolo Vermelho distrófico. Ocorre também alta fragilidade em locais com Argissolo Vermelho distrófico, com declividade muito baixa (menor que 6%), em formas plana – 7,54%, ressaltos – 4,59%, encostas – 3,4% e base de encostas – 3,04%.

3.3.3 Validação Linear dos Modelos de Fragilidade Ambiental

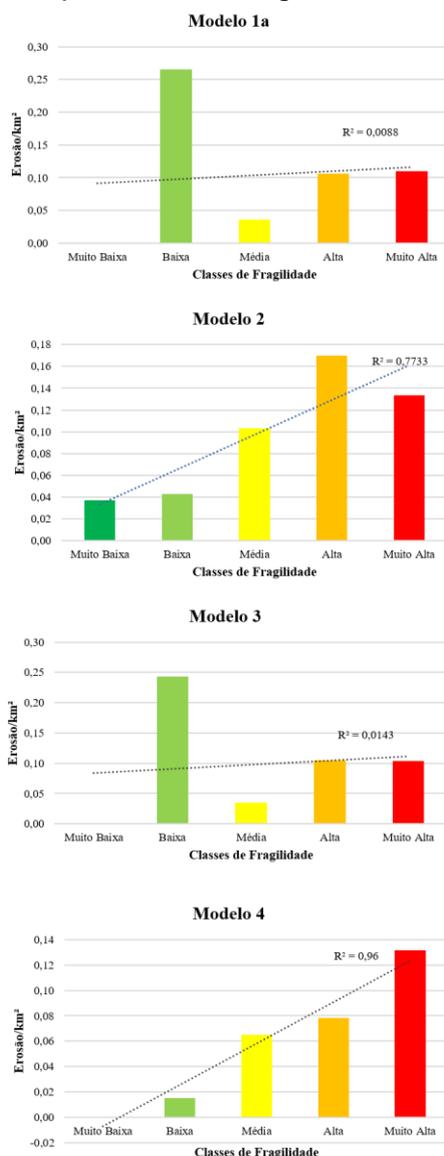
Como parâmetros de comparação e discussão norteadora entre os modelos será adotada a relação entre os pontos de erosão e as classes de fragilidade ambiental (Tabela 3-6) e, a análise da relação espacial a partir dos índices de Moran Global e Loca, relacionando as características naturais empregadas em cada modelo com seus respectivos usos e coberturas da terra.

Tabela 3-6: Relação entre a quantidade de processos erosivos e as classes de fragilidade ambiental por modelo.

	Muito baixa		Baixa		Média		Alta		Muito alta	
	erosões	%	erosões	%	erosões	%	erosões	%	erosões	%
Modelo 1a	-	-	39	36,79	31	29,25	24	22,64	12	11,32
Modelo 2	13	12,26	16	15,1	39	36,79	22	20,75	16	15,09
Modelo 3	-	-	23	21,7	24	22,64	47	44,34	12	11,32
Modelo 4	-	-	3	2,83	16	15,1	26	24,53	61	57,55

A figura 3-9 apresenta a correlação entre as classes de fragilidade para cada modelo e a relação com a densidade de pontos de erosão (quantidade de processos erosivos/km²).

Figura 3.9: Valores de r resultantes da correlação entre a densidade de pontos de erosão por nível de fragilidade ambiental.



Fonte: Autor, 2023.

Os resultados apresentados na Figura 3-10 em consonância aqueles expressos na Tabela 3-6 demonstram os diferentes ajustes e sensibilidades dos modelos de fragilidade ambiental aplicados para BHRP, tendo como comparação a recorrência de processos erosivos por classe de fragilidade ambiental.

O modelo 1a apresenta grande densidade de processos erosivos associados a classe de baixa fragilidade ambiental, correspondendo a 36,79% dos pontos mapeados para bacia. O resultado para o coeficiente de correlação (r) apresentou um ajuste fraco para esse modelo, com valor de 0,0088.

Para o modelo 2, ao qual foge da lógica booleana tradicional empregando valores de função *fuzzy*, encontra-se um bom resultado para o coeficiente de correlação (r) – 0,7733. No modelo 3, o valor de r apresentou baixo resultado – 0,01 – embora na proposta original de Moroz-Caccia Gouveia e Ross (2019), estes autores conseguiram valor de r^2 maior para aplicação deste modelo do que o resultado encontrado com a utilização do mesmo para BHRP. Por fim, o modelo 4 é aquele que apresentou maior valor de r - 0,96, demonstrando assim, uma melhor relação do modelo a identificação de áreas mais frágeis, pois 57,55% dos processos erosivos encontram-se em áreas de alta e muito alta fragilidades.

Os modelos que apresentaram os maiores valores do coeficiente de correlação – maior proximidade de 1 - foram aqueles que empregaram na consecução das variáveis valores de associação *fuzzy* e para segmentação das classes, o método de quebra natural de *Jenks*. Desta forma, os modelos 1a e 3 foram convertidos para valores de função *fuzzy* e aplicou-se o método de quebra natural de *Jenks* para entender o comportamento desses modelos, com aplicação de cada em suas respectivas variáveis e sua comparação com os pontos erosivos.

Desta forma, a Tabela 3-7 apresenta a relação entre as classes de fragilidade e a ocorrência de processos erosivos para os novos modelos 1a e 3 após a conversão de valores para lógica *fuzzy*.

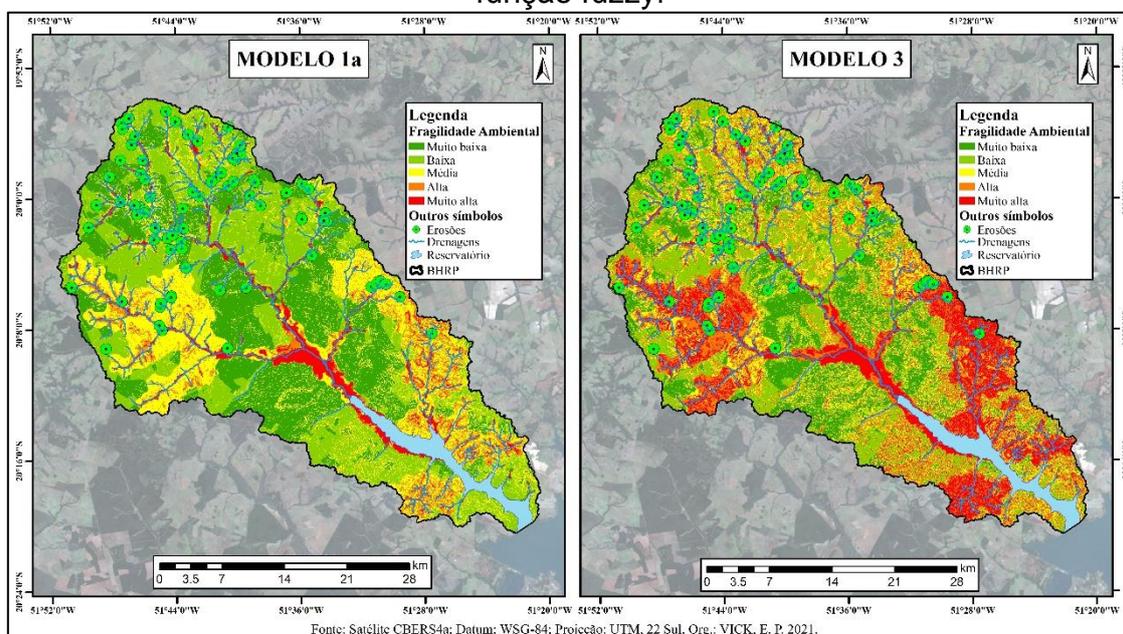
Tabela 3-7: Relação entre os processos erosivos e classes de fragilidade para modelos 1a e 3 com seus valores convertidos para função *fuzzy*

Classes	Modelo 1a			Modelo 3		
	Área	Erosões	Erosões/km ²	Área	Erosões	Erosões/km ²
Muito baixa	348,13	0	0	182,17	3	0,02
Baixa	373,77	39	0,10	292,39	7	0,02
Média	377,89	31	0,08	272,36	20	0,07

Alta	129,35	24	0,19	259,84	22	0,8
Muito alta	119,86	12	0,10	342,24	54	0,16
Total	1349	106		1349	106	

As classes de fragilidade obtiveram mudanças significativas espacialmente. A figura 3-10 apresenta os novos resultados da espacialização dos modelos de fragilidade ambiental propostos com aplicação de valores de função *fuzzy* e utilizando para classificação das classes de fragilidade, o método de quebra natural de *Jenks*.

Figura 3-10: Fragilidade ambiental para os modelos 1a e 3 com valores de função *fuzzy*.



As áreas de média fragilidade ambiental para o modelo 1a apresentam declividade média de 5,18%, com valores máximos de 19,59% de inclinação em locais pontuais. Os solos presentes nestas áreas são majoritariamente da classe dos Argissolos (55,08%), sendo 33,44% composto por Argissolo Vermelho distrófico e 21,64% de Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, 39,44%, seguido por áreas de Latossolo Vermelho distrófico, com ocorrência em 39,44% na média fragilidade ambiental. Para alta neste modelo encontra-se maior presença de Argissolos (64,8%), com declividade média de 6,17%, com alguns pontos

atingindo o valor máximo de inclinação de 29,21%. Nas áreas de muito alta fragilidade deste modelo, 87,8% correspondem a áreas de planície fluvial.

Para o modelo 3, o solo com maior recorrência na classe de média fragilidade é o Latossolo Vermelho distrófico, ocorrendo em 78,6% da área total, seguido dos Argissolos que ocupam 9,82% com Argissolo Vermelho distrófico e 7,65% para Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, com declive médio para estas áreas de 4,4% e máximo de 18,5%. Na classe de alta fragilidade ambiental para esse modelo, 43,67% estão divididos entre áreas de Argissolo – 27,1% para Argissolo Vermelho distrófico e 16,57% para Argissolo Vermelho-Amarelo – e áreas de Latossolo – Latossolo Vermelho distrófico 48,19% - em declive médio de 4,78% para esta classe de fragilidade, com máxima de 22,64%. Por fim, a muito alta fragilidade é em 30,75% composta pelas áreas de planície fluvial, onde têm-se a presença de Argissolo (49,14%) para esta classe de fragilidade, sendo 25,4% de Argissolo Vermelho distrófico e 23,75% de Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, apresentando também 28,98% de presença para Latossolo Vermelho distrófico, com declividade média de 5,68% e alguns pontos podendo encontrar-se declives até 31,42%.

Os valores do coeficiente de correlação (r) encontrados para esses modelos foram de 0,45 e 0,91 para os modelos 1a e 3, respectivamente. Estes resultados indicam um melhor ajuste dos modelos empregando valores de função *fuzzy* e o método de quebras naturais de *Jenks* para determinação das classes de fragilidade, comparando cada com a densidade de processos erosivos, contudo, ainda se encontram abaixo se comparados com o resultado obtido pelo modelo 4.

Ao estudar um sistema, como é uma bacia hidrográfica, e nele desenvolver uma análise a partir da perspectiva sistêmica, buscando a compreensão dos fenômenos e elementos que se inter-relacionam dentro deste, é necessário a atenção para cada parte ou variável, já que segundo Christofolletti (1999) citando Haigh (1985), a criação do sistema se dá através da integração de um conjunto de partes componentes estruturadas, em que as relações destas partes de forma desagregada não apresentem as mesmas funções do que elas em conjunto.

Assim, a análise da fragilidade ambiental em um sistema como a BHRP se dá pela avaliação de cada variável empregada na construção do modelo. No

entanto, os fenômenos no ambiente não acontecem de forma “rígida ou engessada”, mas sim, apresentando transições. Destarte, o emprego da lógica *fuzzy* para representar os valores de níveis de fragilidade em cada variável utilizada contribuiu para melhoria dos modelos, visto que, o emprego da lógica *booleana* apresenta apenas uma possibilidade para cada classe, deixando seus valores rígidos, enquanto ao trabalharmos com informações espaciais contínuas – no caso da fragilidade ambiental, a inclinação do terreno (declividade), mapa de solos e feições geomorfológicas, as mudanças espaciais ocorrem de forma suave.

Pode-se ocorrer a perda do nível de detalhamento com o emprego da lógica *booleana*, assim, com a lógica *fuzzy*, os limites espaciais entre duas ou mais classes seriam representados de forma transitória, com os valores da variável distribuídos de forma contínua (FERREIRA, 2014). Aplicando a lógica *fuzzy* para classificação da fragilidade ambiental, Lira, Francisco e Feiden (2022), retratam que a utilização de valores fixos na classificação convencional da fragilidade, como o emprego da lógica *booleana* contribuiu para imprecisão na modelagem da paisagem.

Então, para definição das classes de fragilidade a adoção do método de quebra natural de *Jenks* se fez pertinente, pois este visa ajustar os limites de cada classe através da distribuição de dados, tipificando pontos de diferenciação (quebras) entre as classes, baseado na variabilidade dos dados, minimizando a soma da variância dentro de cada classe (FERNANDES *et al.*, 2013). Dessa maneira, este método busca homogeneizar os valores dentro de uma única classe e definir as classes a partir de sua heterogeneização. Entretanto, este método apresenta a limitação para comparação de mapas com séries temporais e dados muito diferentes (MATSUMOTO; CATÃO; GUIMARÃES, 2017).

Desta forma, a partir do emprego do coeficiente de correlação e comparação com os modelos elaborados utilizando a locação da lógica *booleana* e valores de função *fuzzy* o modelo 4 se definiu como o mais adequado para a análise do ambiente na BHRP, o qual emprega variáveis morfométricas de forma espacial no auxílio da determinação da fragilidade ambiental. Assim, este modelo apresenta elevada potencialidade para elaboração de diagnósticos ambientais com ênfase na proposição de ações de planejamento ambiental, com destaque para o zoneamento ambiental.

3.3.4 Validação Espacial dos Modelos de Fragilidade Ambiental

Todos os modelos apresentaram significância estatística – $p < 0,005$. Para o índice de Moran Global, os valores para os modelos estão apresentados na Tabela 3-7.

Tabela 3-3 – Valores Moran Global.

Modelo	Moran	p valor
Modelo 1a	0,883	0,001
Modelo 2	0,917	0,001
Modelo 3	0,842	0,001
Modelo 4	0,970	0,001
Modelo 1a – <i>Fuzzy</i>	0,920	0,001
Modelo 3 – <i>Fuzzy</i>	0,876	0,001

Fonte: Autor, 2022.

Para estatística espacial de Moran Local, o modelo que apresentou melhor resultado é o modelo 4 – empregando variáveis morfométricas, quando comparado a densidade de processos erosivos para BHRP. A tabela 3-9 apresenta os valores de Moran Local e p valor.

Tabela 3-8 - Valores de Moran Local.

Modelo	Moran	p valor
Modelo 1a	-0,018	0,001
Modelo 2	0,024	0,001
Modelo 3	0,016	0,001
Modelo 4	0,413	0,001
Modelo 1a – <i>Fuzzy</i>	-0,021	0,001
Modelo 3 – <i>Fuzzy</i>	0,004	0,001

Fonte: Autor, 2022.

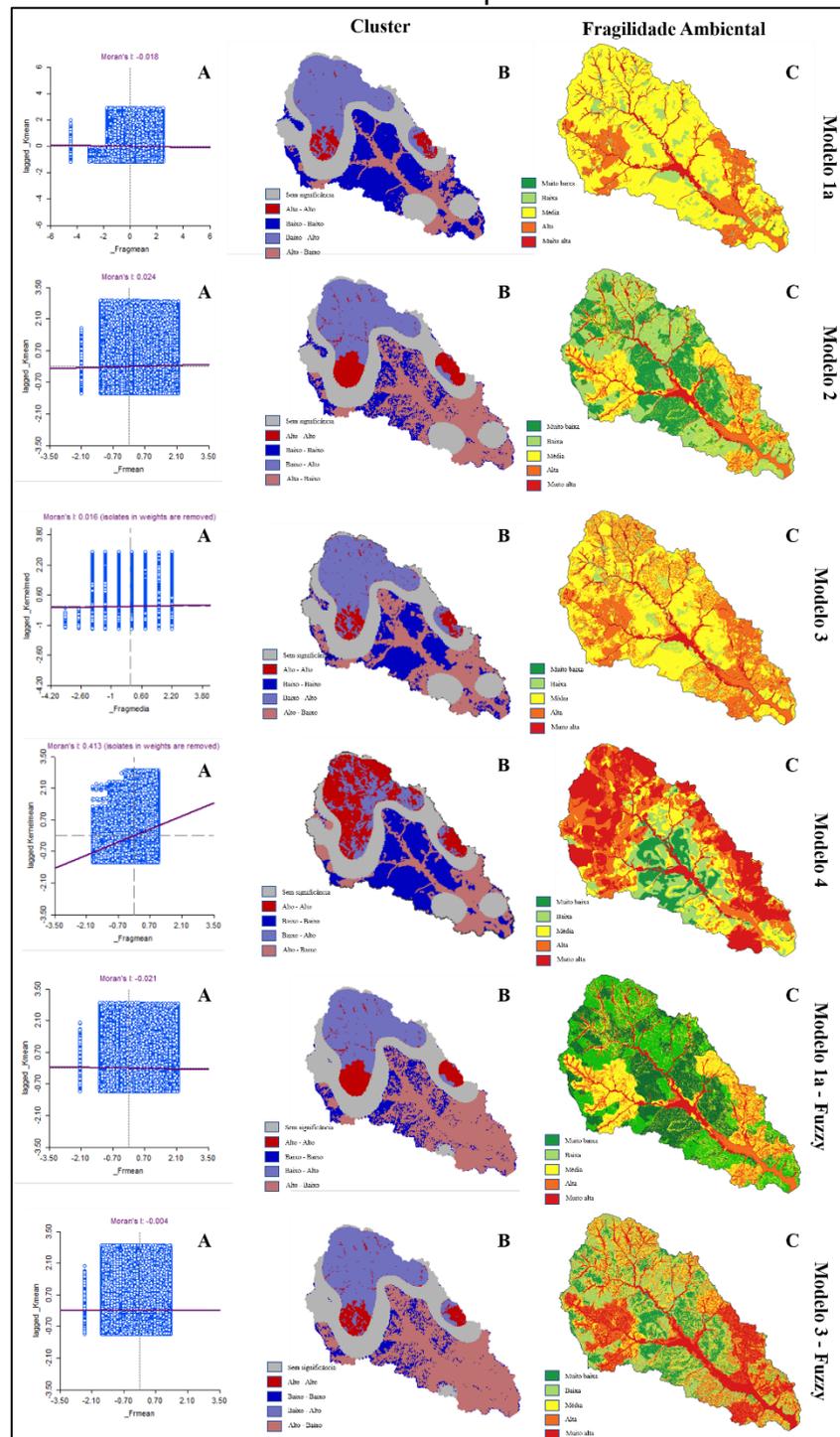
A distribuição espacial dos dados de comparação da autocorrelação espacial, entre os modelos de fragilidade ambiental e a densidade de processos erosivos está apresentado na Figura 3-11.

Esta autocorrelação indica se valores semelhantes de uma variável estão dispersos ou agrupados geograficamente. Desta forma, baseado na ideia de que locais mais próximos tendem a ter valores semelhantes, o princípio para validação estatística empregando este índice é de que, quanto maior os valores de fragilidade ambiental de uma determinada área maior seriam as concentrações de processos erosivos, no caso, maiores valores de Kernel.

A relação entre o índice de Moran e os padrões de autocorrelação representados na Figura 3-11, indicam: i) áreas Alto – Alto: valores altos que se agrupam próximos a outros valores altos, desta forma, valores altos de fragilidade (pesos 3 (média), 4 (alta) e 5 (muito alta)) estão agrupados com locais de alta densidade de processos erosivos (representados pela cor vermelha na Figura 3-11); ii) áreas Baixo – Baixo: valores baixos agrupados a outros valores baixos, ou seja, áreas com baixa fragilidade (peso 1 e 2 – muito baixa e baixa fragilidade) e baixa incidência de processos erosivos (representados pela cor azul); iii) áreas Baixo – Alto: valores baixos que estão agrupados próximos a valores altos, em que, apresentam baixos valores de fragilidade e alta concentração de processos erosivos (representado pela cor azul bebê); iv) áreas Alto – Baixo: valores altos que estão agrupados próximos a valores baixos, assim, nesta classe há valores altos de fragilidade ambiental e baixa incidência de processos erosivos (representado pela cor rosa claro).

Desta forma, a utilização do índice de Moran foi empregada buscando identificar áreas com padrões espaciais específicos, ou seja, identificar a relação entre as áreas com alta fragilidade e a concentração de processos erosivos na BHRP, destacando assim o modelo que melhor representa as condições ambientais para a área.

Figura 3-11: Resultado para autocorrelação espacial entre fragilidade ambiental e densidade de processos erosivo.



Fonte: Autor, 2023.

3.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A comparação dos diferentes modelos de fragilidade ambiental relacionados aos pontos de erosão mapeados, revelou que o modelo 4 é o que melhor reflete o ambiente na área de estudo, sugerindo melhor desempenho

para ações subsidiárias zoneamento ambiental com características semelhantes a BHRP. É importante ressaltar que esta forma de validação exploratória dos modelos indica apenas aquele que melhor reflete as condições do ambiente para a BHRP.

Constatou-se que as áreas ocupadas por Argissolos estão associadas a fragilidade potencial e ambiental variando de média para alta, tanto em modelos booleanos quanto nos fuzzificados, sugerindo atenção especial em relação às ações que visam o uso ou a intensificação do uso da terra nessas áreas, principalmente quando associadas às áreas declivosas.

O uso dos pontos na representação dos processos erosivos para validação do modelo desempenhou papel fundamental na análise, pois permitiu a partir da recorrência de feições erosivas identificar locais que apresentem a junção de características naturais com a cobertura do solo e a intencionalidade da ação antrópica identificar áreas mais frágeis. A autocorrelação espacial para o modelo 4 apresentou maior valor de Moran (0,413), demonstrando uma maior relação espacial entre áreas de altas fragilidade ambiental e maior densidade de processos erosivos e baixa fragilidade potencial e menor concentração de processos erosivos.

Por fim, recomenda-se o emprego de valores de função *fuzzy* na elaboração da fragilidade potencial e ambiental para testes em outras bacias hidrográficas, bem como, a utilização de variáveis morfométricas de forma espacial.

3.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRÃO, C. M. R.; BACANI, V. M. Diagnóstico da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do rio Santo Antônio, MS: subsídio ao zoneamento ambiental. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 38, n. 3, p. 619-645, 2018.

AMARAL, R.; ROSS, J. L. S. As unidades ecodinâmicas na análise da fragilidade ambiental do parque estadual do morro do Diabo e entrono, Teodoro Sampaio/SP. **GEOUSP – Espaço e Tempo**, São Paulo nº 26, p. 59 – 78, 2009.

ANJINHO, P. S.; BARBOSA, M. A. G. A.; COSTA, C. W.; MAUAD, F. F. Environmental fragility analysis in reservoir drainage basin land use planning: A Brazilian basin case study. **Land Use Policy**, v. 100, 2021.

ANSELIN, L.; SYABRI, I.; KHO, Y. GeoDa: An Introduction to Spatial Data Analysis. **Geographical Analysis**, 38(1), 5–22, 2006.
<https://doi.org/10.1111/j.0016-7363.2005.00671.x>

BACANI, V. M. **Geotecnologias aplicadas ao ordenamento físico-territorial da bacia do alto rio Coxim, MS**. 2010. Tese (doutorado) –Universidade de São Paulo, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Departamento de Geografia, Programa de Pós-Graduação em Geografia Física, 2010.

BACANI, V. M.; SAKAMOTO, A. Y.; LUCHIARI, A.; QUÉNOL, H. Sensoriamento Remoto e SIG aplicados à avaliação da Fragilidade Ambiental de bacia hidrográfica. **Mercator**, Fortaleza, v. 14, n. 2, p. 119-135, mai./ago.2015.

BARROS, M. H. S.; GARCIA, P. H. M.; BRITO, R. M.; BRAZ, A. M. Geotecnologias aplicada a análise de fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Ribeirão Periquito (MS). **Ciência Geográfica**, Bauru, v. 23, jan./dez. 2019.

BLUE MARBLE GEOGRAPHICS. **Global Mapper**, v. 13.1.3. Copyright 2002-2012 Blue Marble Geographics. 28, Mar.2012.

BRASIL. Decreto nº 5.092, de 21 de maio de 2004. Defini regras para identificação de áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade, no âmbito das atribuições do Ministério do Meio Ambiente. **Diário Oficial da União**, p. 2, Brasília, DF, 2004.

BRASIL. Deliberação CONABIO nº 46, de 20 de dezembro de 2006. Aprova a minuta do texto da Portaria de Atualização das Áreas Prioritárias para Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira. **Diário Oficial da União**, 2006.

BRASIL. Portaria nº 463, de 18 de dezembro de 2018. Áreas prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira ou Áreas Prioritárias para a Biodiversidade. **Diário Oficial da União**, edição: 243, seção: 1, p. 160, 2018.

BRUIJN, K. M.; KLIJN, F.; PAS, B. V.; SLAGER, C. T. J. Flood fatality hazard and flood damage hazard: combining multiple hazard characteristics into meaningful maps for spatial planning. **Natural Hazards and Earth System Sciences**, v. 15, n. 6, p. 1297-1309, 2015.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. 1ª edição. São Paulo: Blucher, 1999.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S.; HERNANDEZ FILHO, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA, C. C.F. **Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento aplicados ao Zoneamento Ecológico-Econômico e ao Ordenamento Territorial**. São José dos Campos: Inpe, 2001.

CRUZ, B. B.; MANFRÉ, L. A.; RICCI, D. S.; BRUNORO, D.; APPOLINARIO JÚNIOR, L.; QUINTANILHA, J. A. Environmental fragility framework for water supply systems: a case study in the Paulista Macro Metropolis area (SE Brazil). **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 12, p. 1-13, 2017.

CRUZ, L. M.; PINESE JÚNIOR, J. F.; RODRIGUES, S. C. Abordagem cartográfica da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do Glória – MS. **Revista Brasileira de Cartografia**, nº 62/03, p. 505 – 516, 2010.

CUNHA, E. R.; BACANI, V. M. Sensoriamento Remoto e SIG aplicados ao mapeamento geomorfológico da bacia hidrográfica do córrego Indaiá-MS. **Geosp – Espaço e Tempo** (Online), v. 19, n. 3, p. 630-646. 2015.

CUNHA, E. R.; BACANI, V. M.; AYACH, L. R. Geoprocessamento aplicado à análise da fragilidade ambiental. **Revista da ANPEGE**, v. 9, n. 12, p. 89-105, jul./dez. 2013.

ESRI, ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. ArcGIS Professional GIS for the desktop, version 10.6. Software. 2019.

FERNANDES DA SILVA, P. C.; ANDRADE, E.; ROSSINI-PENTEADO, D. Mapeamento de perigos e riscos de inundação: uma abordagem semiquantitativa. **Revista do Instituto Geológico**, São Paulo, n. 35, p. 13-38, 2014.

FERNANDES, P. A.; PESSÔA, V. L. S. O Cerrado e Suas Atividades Impactantes: Uma Leitura Sobre o Garimpo, a Mineração e a Agricultura Mecanizada. **Observatorium: Revista Eletrônica de Geografia**, v. 3, n. 7, p. 19-37, out. 2011.

FERNANDES, R. R.; NUNES, G. M.; FANTIN-CRUZ, I.; SILVA, T. S. F.; CUNHA, C. N. Uso de geotecnologias na análise da ocorrência de unidades fitofisionômicas na região do médio Araguaia. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 5, n. 65/5, p. 853-867, 2013.

FERREIRA, M. C. **Iniciação à análise geoespacial: teoria, técnicas e exemplos para geoprocessamento**. 1ª edição. São Paulo: Editora Unesp, 2014.

FLORENZANO, T. G. **Geomorfologia: conceitos e tecnologias atuais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

FURLAN, A. R.; TRENTIN, R.; ROBAINA, L. E. S. Classificação dos elementos do relevo a partir da metodologia dos Geomorphons na Bacia Hidrográfica do Rio Apuê-Mirim, RS. **Boletim Geográfico do Rio Grande do Sul**, n. 32, p. 27-45, 2018.

GONÇALVES, G. G. G.; DANIEL, O.; COMUNELLO, E.; VITORINO, A. C. T.; ARAI, F. K. Determinação da fragilidade ambiental de bacias hidrográficas. **Revista Floresta**, v. 41, n. 4, 2011.

GOUVEIA, R. G. L.; GALVANIN, E. A. S.; NEVES, S. M. A. S.; NEVES, R. J. Análise da fragilidade ambiental na bacia do rio Queima-Pé, Tangará da Serra, MT. **Pesquisa em Geociências**, v. 42, p. 131-140, maio./ago. 2015.

GRECHI, R. C.; GWYN, Q. H.; BÉNIÉ, G. B.; FORMAGGIO, A. R.; FAHL, F. C. Land use and land cover changes in the Brazilian Cerrado: A multidisciplinary approach to assess the impacts of agricultura expansion. **Applied Geography**, v. 55, p. 300-312, 2014.

GUIMARÃES, F. S.; CORDEIRO, C. M.; BUENO, G. T.; CARVALHO, V. L. M.; NERO, M. A. Uma proposta para automatização do índice de dissecação do relevo. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 18, n. 1, 2017.

GUIRRA, A. P. M.; SANTOS, C. A. M.; NOGUEIRA, C. E. A evolução metodológica de fragilidade ambiental no Brasil e seu aspecto transdisciplinar. **SINAPEQ**, IV Simpósio Nacional sobre Pequenas Cidades – Cidades pequenas: dinâmicas, escalas e redes. UFU, Ituiutaba-MG, 22 a 25 de novembro, 2016.

IBGE, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico de Geomorfologia**. IBGE, Coodenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais – 2 ed. – Rio de Janeiro: IBGE, 2009.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Geomorfologia**. IBGE, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 2 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2009. 182 p.

IBGE, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Mapa de Clima em escala 1:5.000.000. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/15817-clima.html?=&t=o-que-e>. Acesso: 10 Mai. 2021.

IBGE, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapeamento de Recursos Naturais do Brasil escala 1:250.000**. Pedologia, versão 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/pedologia/10871-pedologia.html?=&t=downloads>. 2019.

JASIEWICZ, J.; STEPINSKI, T. F. Geomorphons – a pattern recognition approach to classification and mapping of landforms. **Geomorphology**, v. 182, p. 147-156, 2013.

JULESZ, B. Textons, the elements of texture perception, and their interactions. **Nature**, v. 290, p. 91-97, 1981.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005.

LAMBIN, E. F.; GIBBS, H. K.; FERREIRA, L.; GRAU, R.; MAYAUX, P.; MEYFROIDT, P.; MORTON, D. C.; RUDEL, T. K.; GASPARRI, I.; MUNGER, J. Estimating the world's potentially available cropland using a bottom-up approach. **Global Environmental Change**, v. 23, Oct., p. 892-901, 2013.

LEITE, V. A. W.; RODRIGUES, L. P. Diagnóstico da fragilidade ambiental emergente do município de Anastácio, Mato Grosso do Sul. **Geopauta**, v. 2, n. 2, p. 17-26, 2018.

LIRA, K. C. S.; FRANCISCO, H. R.; FEIDEN, A. Classificação de fragilidade ambiental em bacia hidrográfica usando lógica Fuzzy e método AHP. **Sociedade & Geografia**, Uberlândia, MG, v. 34, 2022.

MATSUMOTO, P. S.; CATÃO, R. C.; GUIMARÃES, R. B. Mentiras com mapas na Geografia da Saúde: métodos de classificação e o caso da base de dados de LVA do SINAN e do CVE. **Hygeia: Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde**, v. 13, n. 26, p. 211, 2017.

MOROZ-CACCIA GOUVEI, I. C.; ROSS, J. L. S. Fragilidade ambiental: uma proposta de aplicação de geomorphons para a variável relevo. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 37, p. 123-136, 2019.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. AB.; KENT, J. Biodiversity hotspot for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

PIRES, L. C.; SILVA, L. F.; MENDONÇA, B. G.; BACANI, V. M. Análise da fragilidade ambiental do município de Aquidauana-MS. **Cadernos de Geografia**, v. 25, n. 43, p. 52-65, 2015.

PONSO, A. G.; IZIPPATO, F. J.; BACANI, V. M. Análise da fragilidade ambiental potencial da bacia hidrográfica do córrego ribeirão dois córregos, Selvíria (MS), utilizando técnicas de geoprocessamento. **Fórum ambiental da alta paulista**, v. 9, n. 2, 2013.

QGIS, Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>, 2021.

ROBAINA, L. E. S.; TRENTIN, R.; LAURENT, F. Compartimentação do estado do Rio Grande do Sul, Brasil, Através do uso de geomorphons obtidos em classificação topográfica automatizada. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 17, nº 2, 2016.

ROCHA, P. C. Sistemas rio-planície de inundação: Geomorfologia e conectividade hidrodinâmica. **Caderno Prudentino de Geografia**, Presidente Prudente, n. 33, v. 1, p. 50-67, jan./jul. 2011.

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

ROSS, J. L. S. Landforms and environmental planning: Potentialities and Fragilities. **Revista do Departamento de Geografia**, p. 38-51, 2012.

ROSS, J. L. S. O registro cartográfico dos fatos geomórficos e a questão da taxonomia do relevo. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 6, p. 17-29, 1992.

ROSS, J. L. S.; FIERZ, M. de SM. Geomorfologia aplicada ao planejamento ambiental territorial: potencialidades e fragilidades. In: MAGNONI JÚNIOR, L. **Redução do risco de desastres e a resiliência no meio rural e urbano**.

Organizado por: Lourenço Magnoni Júnior, David Stevens, Eymar Silva Sampaio Lopes, Evandro Antonio Cavarsan, José Misael Ferreira do Vale, Maria da Graça Mello Magnoni, Tabita Teixeira e Wellington dos Santos Figueiredo – São Paulo: Centro Paula Souza, 2017. 214 p.

SAMPAIO, B. D. S.; PINTO, A. L. Análise da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do Córrego do Bebedouro, Mato Grosso do Sul. **Geografia em Atos (Online)**, v. 8, n. 15m p. 55-78, 2019.

SANTOS, R. M.; NOBREGA, R. M.; PAIVA, R. G.; SILVEIRA, H. Análise da fragilidade ambiental no município de Tamboara – PR: Aplicação e estudo comparativo de duas metodologias. **Geoambiente On-line**, n. 14, Jataí-GO, jan./jun., 2010.

SILVA, E. R. S.; OLIVEIRA, V. F. R.; VICK, E. P.; LIMA, C. G. R.; BACANI, V. M.; CHÁVEZ, E. S. Geotecnologias aplicadas al análisis de la fragilidad ambiental a los procesos erosivos. **Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía**, v. 31, n. 1, p. 222-240, 2022.

SILVA, J. F.; FARIÑAS, M. R.; FELFILI, J. M.; KLINK, C. A. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 536-548, 2006.

SILVA, L. F.; CUNHA, E. R.; BACANI, V. M. Zoneamento ambiental de bacia hidrográfica ocupada por assentamento rural: estudo de caso de Córrego Indaiá-MS. **Geografia, Ensino & Pesquisa**, v. 22, p. 01-22, 2018.

SILVEIRA, C. T.; SILVEIRA, R. M. P.; TRENTIN, R.; ROBAINA, L. E. S. Classificação automatizada de elementos de relevo no estado do Paraná (BRASIL) por meio da aplicação da proposta dos geomorphons. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 19, nº 1, 2018.

SOUZA, D. S. L.; DELLARGINE, F. L.; MIRA, I. R. C.; SILVA, G. T. G.; SILVA, M. L. Análise e Mapeamento da Fragilidade Ambiental no Município de Inconfidentes – MG. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 05, p. 2269-2292, 2020.

TEIXEIRA, T. M. A.; OLIVEIRA, V. P. V.; TEIXEIRA, A. C. O. Fragilidade Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio São João de Tiba, Extremo Sul da Bahia. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 04, p. 1941-1956, 2021.

TRICART, J. **Ecodinâmica**. Superintendência de Recursos Naturais e Meio Ambiente, Secretaria de Planejamento da Presidência da República, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria Técnica, 1977.

USGS, United States Geological Survey. USGS EROS Archive – Digital Elevation – Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) Non-Void Filled. July 30, 2018. Disponível em: https://www.usgs.gov/centers/eros/science/usgs-eros-archive-digital-elevation-shuttle-radar-topography-mission-srtm-non?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects. Acesso em: 07 Jul. 2021.

VALLE, I. C.; FRANCELINO, M. R.; PINHEIRO, H. S. K. Mapeamento da fragilidade ambiental na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 23, p. 295-308, 2016.

VICK, E. P. Análise multitemporal e modelagem preditiva das mudanças no uso da terra e cobertura vegetal na bacia hidrográfica do rio Pântano-MS. 2019. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Três Lagoas, MS.

VICK, E. P.; BACANI, V. M. Prediction of the future scenario of the expansion of áreas of forestry into the brazilian cerrado using a cellular automata Markov Chain model. **Mercator** (Fortaleza), v. 18, 2019.

DALLA CORTE, A. P.; HENTZ, A. M. K.; DOUBRAWA, B.; SANQUETTA, C. R. Environmental fragility of Iguaçu river watershed, Paraná, Brazil. **Bosque**, v. 36, n. 2, p. 287-297, 2015.

CUNHA, J. E. F.; BRAVO, J. V. M. Effects of environmental protection policies on fragile areas of a watershed occupied by agriculture in the Brazilian Cerrado. **Journal of Environmental Management**, v. 319, p. 115695, 2022.

CELESTINO, E. F.; CELESTINO, L. F.; SILVA, J. F. M.; KASHIWAQUI, E. A. L.; MAKRAKIS, M. C.; MAKRAKIS, S. Environmental Assessment in Neotropical Watersheds: A Multi-Factorial Approach. **Sustainability**, v. 11, n. 2, p. 490, 2019.

RIZATTI, M.; BATISTA, N. L.; SPODE, P. L. C.; ERTHAL, D. B.; FARIA, R. M.; SCOTTI, A. A. V.; TRENTIN, R.; PETSCH, C.; COSTA, I. T.; QUOOS, J. H. Mapeamento da COVID-19 por meio da densidade de Kernel. **Metodologias e Aprendizado**, v. 3, p. 44-53, 2020.

ANSELIN, L.; SYABIRI, I.; KHO, Y. GeoDa: An Introduction to Spatial Data Analysis. **Geographical Analysis**, v. 38, p. 5-22, 2006.

ANSELIN, L. Local Indicators of Spatial Association – LISA. **Geographical Analysis**, v. 27, n. 2, p. 93-115, 1995.

LUZARDO, A. J. R.; CASTAÑEDA FILHO, R. M.; RUBIM, I. B. Análise espacial exploratória com o emprego do índice de Moran. **GEOgraphia**, v. 19, nº. 40, 2017.

Capítulo 4

ZONEAMENTO AMBIENTAL DINÂMICO UTILIZANDO CA-MARKOV E ANÁLISE MULTICRITÉRIO EM BACIA HIDROGRÁFICA DO CERRADO BRASILEIRO

Resumo: O Cerrado brasileiro é considerado um *hotspot* global para conservação da biodiversidade devido a presença de espécies endêmicas e a ameaça de sua vegetação decorrente da ação antrópica, e neste contexto a bacia hidrográfica do Rio Pântano (BHRP), localiza-se inserida neste bioma, ao qual, nas últimas décadas passou por intensa transformação em seu uso e cobertura da terra. Assim, o objetivo deste trabalho foi propor um modelo de zoneamento ambiental dinâmico, empregando o método CA-Markov e Análise Multicriterial. Os procedimentos metodológicos apoiaram-se na modelagem de fragilidade ambiental, estimativa de perda de solos a partir da Equação Universal de Perda de Solos (RUSLE – *Revision Universal Soil Loss Equation*) e taxa de entrega de sedimentos nos anos de 1984, 2007, 2013 e 2020 e a simulação de cenários para 2030 e 2050. Para a consecução da proposta de zoneamento ambiental foram relacionadas as variáveis Fragilidade Ambiental e RUSLE, Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal e áreas de Planícies Fluviais. As classes adotadas na proposta de ordenamento pautada no zoneamento ambiental dinâmico foram: a) Áreas prioritárias à preservação permanente, compostas por APPs e Reserva Legal, Planície Fluvial fora da área de APP, Buffer ao redor dos assentamentos e Remanescentes de Cerrado; b) Áreas de uso sustentável, com zonas de baixa e média restrições; c) Áreas prioritárias a conservação, concentrando locais com valores acima da taxa de tolerância a perda de solos, alta restrição nos modelos de zoneamento ambientais futuros (2030 e 2050) e áreas afetadas por processos erosivos.

4.1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos a preocupação global com a preservação do meio ambiente e a conservação dos ecossistemas naturais tem alcançado novos patamares (DUDLEY *et al.*, 2020; SHIVANNA, 2022). Os impactos das mudanças climáticas na perda da biodiversidade (HABIBULLAH *et al.*, 2022), na agricultura (MALHI *et al.*, 2021; VAN HUONG *et al.*, 2022) e em pequenos produtores rurais (MORTON, 2007; TALUKDER *et al.*, 2021) tem colocado pressão significativa na relação sociedade e natureza. Neste contexto, o planejamento eficaz desempenha papel fundamental na promoção do desenvolvimento sustentável.

Assim, compreender os efeitos das mudanças no uso e cobertura da terra são essenciais para o desenvolvimento de meios que auxiliem na redução de problemáticas ambientais (MOHAMED; ANDERS; SCHNEIDER, 2020), pois podem afetar a oferta de serviços ecossistêmicos (RIMAL *et al.*, 2019).

Neste contexto, o Cerrado brasileiro consolida-se como um *hotspot* global da biodiversidade (MYERS *et al.* 2000), com altas taxas de supressão de vegetação nativa e incêndios florestais nas últimas três décadas (HOFMAN *et al.*, 2021). Entre os anos de 2002 e 2013, o bioma Cerrado perdeu sua vegetação natural a uma taxa de 0,41% ao ano, sendo superior à taxa de desmatamento de 0,29% ao ano para Amazônia Legal durante o mesmo período (SANO *et al.*, 2019).

Os impactos das mudanças no uso e cobertura da terra e mudanças climáticas poderá afetar na redução da vazão de rios na região do Cerrado (SALMONA *et al.*, 2023). Ações antrópicas suprimindo a vegetação natural muitas vezes proporcionam condições propícias para o desencadeamento de processos erosivos (ALVES *et al.*, 2021). Assim, a importância do planejamento do uso e manejo do solo com a adoção de práticas a reduzir os efeitos são essenciais para redução de processos erosivos e degradação dos corpos d'água (CASTRO *et al.*, 2022).

Antecipar as mudanças no uso e cobertura da terra podem fornecer formações pertinentes a tomadores de decisões acerca da gestão de recursos naturais e monitoramento ambiental (MORADI; KABOLI; LASHKARARA, 2020). A abordagem CA Markov tem sido amplamente utilizada para simular tendências

futuras para o uso e cobertura da terra (FU *et al.* 2022; GHALEHTEIMOURI *et al.* 2022; MATHEWOS; LENCHA; TSEGAYE, 2022).

A predição futura de uso e cobertura da terra associada a análise da fragilidade ambiental desponta-se como um ferramental aos estudos da paisagem (SILVA; BACANI, 2023). A integração do modelo RUSLE (*Revision Universal Soil Loss Equation*) com análise de padrões futuros de uso e cobertura da terra (simulados a partir do método CA-Markov) podem estimar o aumento ou a diminuição da vulnerabilidade a alterações futuras no uso do solo, elevando ou reduzindo o risco de processos erosivos (MOGES *et al.*, 2020).

Nesta conjuntura, de transformações no uso e cobertura da terra, em especial na região do Cerrado, o planejamento e ordenamento do território a partir da proposta de zoneamento ambiental podem desempenhar papel importância na promoção do desenvolvimento sustentável. Assim, ao se entender as fragilidades e potencialidades do ambiente, associado ao conhecimento da quantificação dos locais com menores ou maiores perda de solos e, compreendendo as mudanças futuras no uso e cobertura da terra apresentam grande valia para consecução de uma proposta de zoneamento ambiental, possibilitando o delineamento de áreas com base em suas características físicas e ambientais.

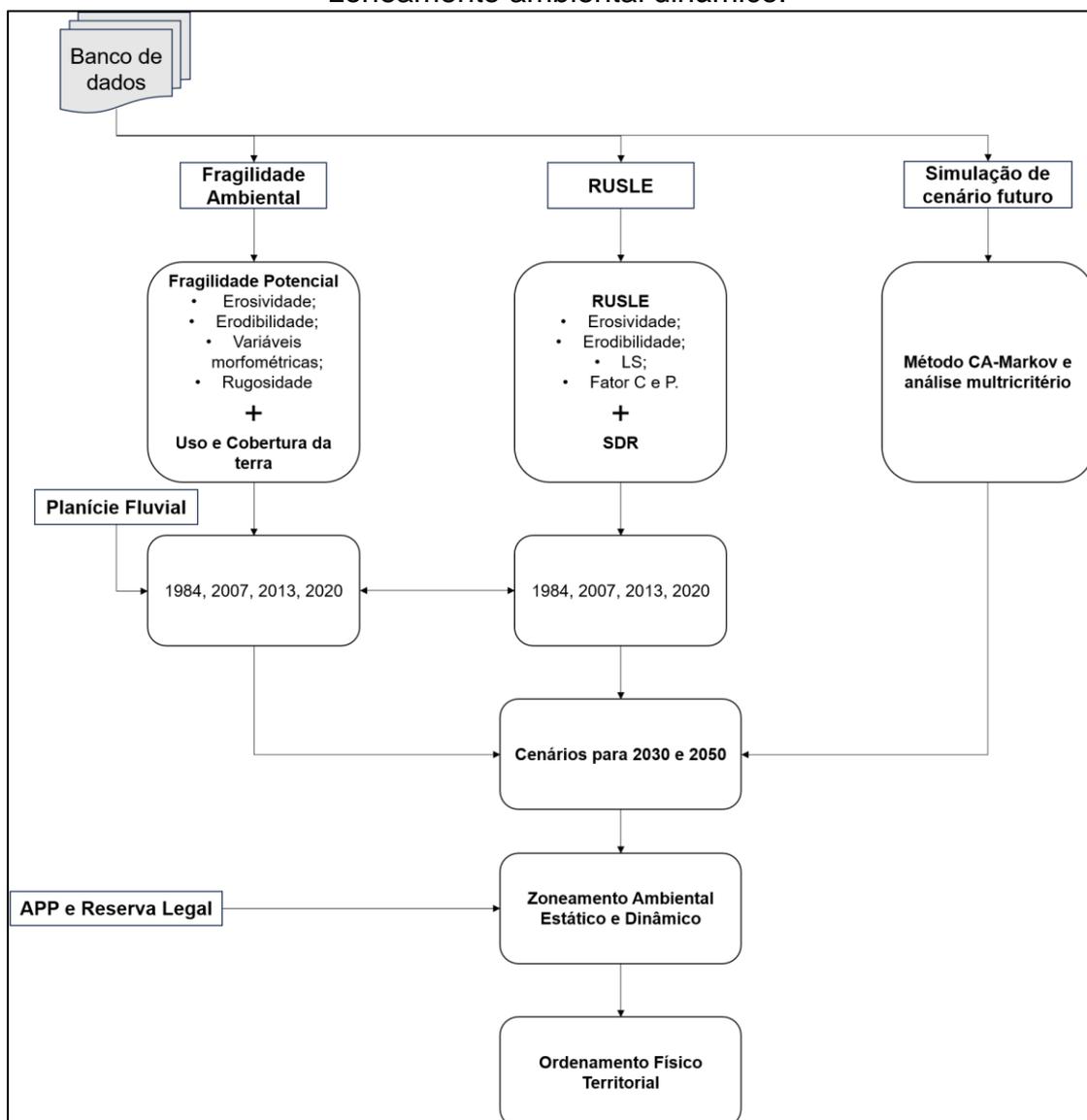
Assim, a bacia hidrográfica do Rio Pântano, localizada no Bioma do Cerrado, na região Leste do estado de Mato Grosso do Sul, passou por diversas transformações em seu uso e cobertura nas últimas décadas (VICK; BACANI, 2019), possuindo em seus limites físicos importantes questões econômicas (áreas de expansão do monocultivo de eucalipto), ambientais (supressão da cobertura vegetal) e sociais (presença de dois assentamentos de reforma agrária).

O objetivo deste capítulo é a consecução de uma proposta de zoneamento ambiental dinâmico, considerando as alterações na paisagem preteridas e simulações futuras, analisando o ambiente de forma qualitativa (fragilidade ambiental) e quantitativa (RUSLE), para assim, propor o ordenamento do território.

4.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Os procedimentos adotados para elaboração da proposta de zoneamento ambiental dinâmico estão apresentados na Figura 4-1, elencando os processos de consecução da fragilidade ambiental (análise multitemporal), RUSLE e SDR (análise multitemporal) e predição de diferentes cenários futuros utilizando o método CA-Markov e a análise multicritério.

Figura 4-1 Fluxograma de procedimentos para consecução da proposta de zoneamento ambiental dinâmico.



4.2.1 Fragilidade Potencial e Ambiental

A Fragilidade Potencial foi elaborada a partir da relação de dados físicos sobre o ambiente, sendo utilizados o fator R (OLIVEIRA *et al.*, 2013) para representar a influência da chuva, fator K (LIMA *et al.*, 2021) para erodibilidade do solo, variáveis morfométricas (HORTON, 1945; STRAHLER, 1952; VILELLA; MATOS, 1975; VALE; BORDALO, 2020) para análise em escala de sub-bacias a processos de inundação, Índice de Concentração da Rugosidade (ICR) (SAMPAIO, 2014a) para representação da influência do relevo e a Integral Hipsométrica (IH) (STRAHLER, 1952) para indicativo de equilíbrio dinâmico para bacia hidrográfica. Essas variáveis passaram por reclassificação com atribuição de pesos correspondentes, conforme detalhado no Quadro 4-1.

Quadro 4-1: Pesos de fragilidade empregados em variáveis utilizadas na fragilidade potencial.

Fragilidade Variáveis	Muito Baixa	Baixa	Média	Alta	Muito Alta	Fonte (Adaptado)
	Peso 1	Peso 2	Peso 3	Peso 4	Peso 5	
Fator de forma	< 0,15	0,15 – 0,30	0,30 – 0,50	0,50 – 0,75	0,75 – 1,0	VALE; BORDALO (2020)
Coefficiente de Compacidade	> 2,0	2,0 – 1,75	1,75– 1,50	1,50 – 1,25	1,25 – 1,0	
Índice de Circularidade	< 0,20	0,20 – 0,40	0,40 – 0,60	0,60-0,80	0,80 – 1,0	
Densidade de drenagem	< 1,25	1,25 – 1,5	1,5 – 2,5	2,5 – 3,0	> 3,0	
Índice de Concentração da Rugosidade - Local	A definição dos intervalos para as classes de rugosidade foi delimitada a partir do método <i>quantil</i> , adotando os pesos de fragilidade as respectivas classes de rugosidade: muito baixa, baixa, média, alta e muito alta					SAMPAIO; AUGUSTIN (2014)
Integral Hipsométrica	< 0,175	0,175 – 0,35	0,35 – 0,6	0,6 – 0,8	> 0,8	STRAHLER (1952)
Erosividade da Chuva (anual)	< 2,452	2,454 – 4,905	4,905 – 7,357	7,357 – 9,810	> 9,810	RICARDI; LIMA (2021)
Erodibilidade do Solo	< 0,0090	0,0090 – 0,0150	0,0150 – 0,0300	0,0300 – 0,0450	> 0,450	CASTRO <i>et al.</i> , (2011)

Posterior a reclassificação com a atribuição dos pesos de 1 a 5, os arquivos foram convertidos para valores de função *fuzzy* MSLarge, com os intervalos para cinco classes (fragilidade muito baixa, baixa, média, alta e muito alta) definidos através do método *Geometric Interval*.

O modelo de Fragilidade Ambiental foi elaborado a partir do cruzamento entre a Fragilidade Potencial e o uso e cobertura da terra, estando este

reclassificado com seus respectivos pesos e graus de fragilidade apresentados no Quadro 4-2. Após a atribuição dos pesos, o arquivo foi convertido para valores de função *fuzzy* linear, para depois sobreposição com a fragilidade potencial. Os intervalos de cada classe foram definidos a partir do método *Geometric Interval*.

Quadro 4-2: Pesos de fragilidade para o uso e cobertura da terra

Classes	Fragilidade	Peso
Agricultura	Alta	4
Água	Muito alta	5
Cana-de-açúcar	Alta	4
Eucalipto	Média	3
Pastagem	Alta	4
Savana Arborizada	Baixa	2
Savana Florestada	Baixa	2
Savana Gramíneo-Lenhosa	Baixa	2
Seringueira	Média	3
Solo exposto	Muito alta	5
Vegetação Ciliar	Muito baixa	1

Fonte: Adaptado de ROSS (1994; 2012).

4.2.2 RUSLE

A RUSLE, é um modelo empírico para estimativa de perda de solos decorrente à erosão laminar e sulcos ocasionada pela água (RENARD *et al.*, 1997), definida pela equação 1:

$$A = R \times K \times LS \times C \times P$$

onde, *A* corresponde a erosão média anual ($t \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); *R* é o fator de erosividade da chuva ($MJ \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), que define o efeito da chuva e do escoamento superficial sobre a erosão a partir da intensidade energética do evento (precipitação); *K* é o fator erodibilidade do solo ($t \text{ ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$),

que retrata a susceptibilidade do solos ao depauperamento, sendo afetado pelas propriedades do solo: frações de tamanho de partícula, conteúdo de matéria orgânica, estrutura do solo, permeabilidade do solo; LS é o fator topográfico (valor adimensional), representa o efeito do comprimento da encosta (L) com a declividade desta (S); C é o fator de manejo de cobertura, considerando o efeito de diferentes culturas sobre a erosão; P é o fator de práticas de suporte na contenção de erosão: curvas de nível, cultivo em faixas, terraços (RÄSÄNEN et al., 2023).

Cada fator empregado na consecução do modelo RUSLE é pormenorizado sequencialmente.

4.2.3 Fator R – Erosividade das chuvas

O Fator R foi calculado a partir da Equação 2, proposta por Oliveira, *et al.* (2012), resultando em um alto coeficiente de determinação ($R^2 = 0,912$), para a região de Campo Grande, Mato Grosso do Sul.

Equação 2

$$EI = 139,44 \left(\frac{p^2}{P} \right)^{0,6784}$$

em que:

EI = média mensal do índice de erosão em MJ.mm/ha.h.ano;

p = precipitação média mensal em milímetro;

P = precipitação média anual em milímetro.

Após a estimativa do valor de EI , foi realizada a somatória destes valores mensais, estimando desta forma, o valor de R (FUJIHARA, 2002).

Equação 3

$$R = \sum_{i=1}^{12} EI_m$$

As informações referentes as estações usadas para estimativa da precipitação média mensal e precipitação média anual estão representadas no capítulo 2.

4.2.4 Fator K

O mapeamento de erodibilidade (K) para BHRP foi elaborado por Lima *et al.* (2021).

4.2.5 Fator LS

O Fator LS corresponde a combinação entre o comprimento de rampa (L) e a declividade (S), ao qual a incorporação de conceitos como potência do escoamento, área de contribuição específica e técnicas de geoprocessamento ocasionou em um grande aporte para o cálculo deste fator, permitindo ser empregado para cômputo de grandes áreas e relevos com certa complexibilidade, como exemplo, em bacias hidrográficas (MINELLA *et al.* 2010).

Desta forma, a proposta metodológica para o cálculo do fator LS é expressa na Equação 4 (DESMET; GOVERS, 1996), para uma superfície bidimensional.

Equação 4

$$LS_i = S_i \frac{(A_{i-in} + D^2)^{m+1} - A_{i-in}^{m+1}}{(D^{m+2}) \cdot (x_i^m) \cdot (22,13)^m}$$

onde, S é o fator de inclinação para célula da grade *i*. Para consecução do Fator S proposto originalmente por Wischmeier e Smith (1978), foi modificado para obtenção de melhor representação para o modelo RUSLE, considerando a razão entre o sulco e a erosão entre sulcos (OLIVEIRA *et al.*, 2015), sendo:

$$S = 10.8 \sin \theta + 0.03 \text{ quando } \theta < 9\%$$

$$S = 16.8 \sin \theta - 0.50 \text{ quando } \theta \geq 9\%$$

A_{i-in} é a área contribuinte em (m²)

4.2.6 Fatores C e P

O fator uso e manejo do solo (C) é empregado na RUSLE para representar a efetividade do cultivo e das práticas de manejo nas taxas de erosão (RENARD *et al.* 1997), sendo desta forma, a relação entre perdas de solo de um terreno cultivado em suas condições específicas, em associação a perda de solos em um terreno continuamente descoberto, mensurando de forma combinada o efeito de todas as variáveis de uso e cobertura, bem como o modelo de gestão destas áreas (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Portanto, “Os efeitos das variáveis uso e manejo não podem ser avaliados independentemente, devido às diversas interações que ocorrem” (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008, p. 262). Assim, os fatores C e P estão condicionados entre si, sendo estes referentes ao uso (C) e as práticas conservacionistas adotadas (P), respectivamente (GIOVANINI JUNIOR, 2019).

Os valores adotados para os fatores C e P estão representados na Tabela 4-1 e foram atribuídos com base no valor médio encontrado em trabalhos na literatura, aos quais estes buscavam determinar valores para esses fatores para classes de uso específicas, como exemplo: pastagem, cana-de-açúcar.

Tabela 4-1: Valores de C e P para os usos na BHRP.

Classes	Fator C		Fator P	
	Referência	Peso	Referência	Peso
Água	Cunha <i>et al.</i> (2017)	0	Cunha <i>et al.</i> (2017)	1
Agricultura	Farinasso, <i>et al.</i> 2006	0,018	Adaptado de Bertoni e Lombardi Neto (2008)	0,4
Cana-de-açúcar	Weill; Sparovek (2008)	0,3066	Weill; Sparovek (2008)	0,5
Pastagem	Galdino (2012); Corrêa (2016)	<i>Média:</i> 0,13	Galdino (2012)	1*
Savana Arborizada	Galdino, <i>et al.</i> (2003)	0,140	Cunha, <i>et al.</i> (2021)	0,8
Savana Florestada	Galdino, <i>et al.</i> (2003)	0,213	Cunha, <i>et al.</i> (2021)	0,8

Savana Gramíneo-Lenhosa	Galdino, <i>et al.</i> (2003)	0,129	Cunha, <i>et al.</i> (2021)	0,8
Silvicultura (Eucalipto e Seringueira)	Marques, <i>et al.</i> (2003); Silva <i>et al.</i> (2010)	0,047	Cunha, <i>et al.</i> (2017)	1
Solo Exposto	Ribeiro, <i>et al.</i> (2016)	1	Silva (2004)	1
Vegetação Ciliar	Farinasso, <i>et al.</i> 2006	0,012	Cunha, <i>et al.</i> (2021)	0,8

Fonte: Silva, *et al.* (2010); Galdino (2012); Corrêa (2012); Oliveira, *et al.* (2015); Cunha *et al.* (2017); Weill, Spavorek (2008); Farinasso, *et al.* (2006); Ribeiro, *et al.* (2016), Galdino, *et al.* (2003).

4.2.7 Modelo InVEST - SDR

O modelo SDR (*Sediment Delivery Ratio*) trabalha com base na resolução espacial do DEM (*Digital Elevation Model*), calculando inicialmente para cada pixel, a quantidade de perda anual de solo deste mesmo pixel através da RUSLE (Renard *et al.*, 1997), e sequencialmente, calcula-se a taxa de entrega de sedimentos (SDR), retratando a quantidade de solo perdido que atinge o córrego (SHARP *et al.*, 2020). A abordagem utilizada para o modelo SDR é baseada na proposta de Borselli *et al.* (2008), que apresenta o índice de conectividade (IC – *connectivity index*), que corresponde a ligação hidrológica entre diversas fontes de produção de sedimentos, podendo ser aplicado em ambiente SIG.

O IC é uma função da inclinação ascendente da área de cada pixel (D_{up}) e o caminho do fluxo entre o pixel e o fluxo mais próximo (D_{dn}). Se a área da encosta superior tiver um declive menor e boa cobertura vegetal, (D_{up}) será baixo, indicando um menor potencial de sedimentos segarem ao corpo hídrico (SHARP *et al.* 2020).

A Equação 5 apresenta o cálculo do IC:

$$IC = \text{Log}_{10} \left(\frac{D_{up}}{D_{dn}} \right)$$

D_{up} é o componente de inclinação definido como:

$$D_{up} = \bar{c} \bar{S} \sqrt{\mathcal{A}}$$

onde \bar{c} é a média do fator da área contribuinte do declive, \bar{S} é o gradiente médio da encosta da área contribuinte da encosta (m/m) e \mathcal{A} é a área contribuinte da encosta ascendente e (m²). A área de contribuição do declive é delimitada a partir do cálculo de direção de fluxo (SHARP *et al.* 2020).

O componente D_{dn} é dado por:

$$D_{dn} = \sum_i \frac{d_i}{c_i s_i}$$

em que, d_i é o comprimento do caminho do fluxo ao longo da enésima célula de acordo com a direção descendente com maior inclinação (m), c_i e s_i são os fatores e gradientes de inclinação da enésima célula. O caminho de direção de fluxo é determinado por um algoritmo de direção de fluxo múltiplo (SHARP *et al.* 2020).

Por fim, a proporção de SDR para um pixel i é então derivado do IC seguinte (VIGIAK *et al.* 2012):

$$SDR = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp\left(\frac{IC_0 - IC_i}{k}\right)}$$

onde, SDR_{max} é o SDR teórico máximo, definido em um valor médio de 0,8 (VIGIAK *et al.* 2012), e IC_0 e k são parâmetros de calibração.

4.2.8 Taxa de Tolerância a Perda de Solo

A taxa de tolerância a perda de solo é a quantidade máxima de perda do solo que uma área consegue suportar sem prejudicar suas funções produtivas de forma negativa.

Desta forma, o Quadro 4-3 apresenta os valores de referência da taxa de tolerância a perda de solos empregados na BHRP. Estes serviram como base para o entendimento do equilíbrio ou desequilíbrio de cada região.

Quadro 4-3: Valores de tolerância a perda de solos presentes na BHRP.

Classe de solo	Tolerância (ton/ha.ano)	Autor
LVd – Latossolo Vermelho Distrófico	15	OLIVEIRA, <i>et al.</i> (2011)
PVd – Argissolo Vermelho Distrófico	8,5	
LVdf – Latossolo Vermelho Distroférico	12,56	DEMARCHI (2012)
PVAd – Arigssolo Vermelho-Amarelo Distrófico	3,08	
SXd – Gleissolo Háplico distrófico	5,82	MANNIGEL, <i>et al.</i> (2002) *

*Valor adaptado de Gleissolo Háplico Ta.

4.2.9 Classificação de uso e cobertura da terra

O mapeamento de uso e cobertura da terra para o ano de 2020 foi realizado no *software* eCogniton, versão 9.2 (TRIMBLE GEOSPATIAL, 2015) utilizando imagem do satélite Landsat-8, sensor OLI, datada de 26 de junho de 2020, órbita/ponto 223/074. Foi realizada a correção atmosférica da imagem a partir do método FLAASH (*Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes*), disponível no *software* ENVI 5.3 (EXELIS, 2019).

A classificação foi realizada por meio do emprego do método GEOBIA (*Geographic Object-Based Image Analysis*), um procedimento dividido em duas fases. Nesta primeira, os pixels da imagem são agrupados em objetos por meio da segmentação, que utiliza características espectrais e estruturais. A segunda etapa envolve a classificação desses objetos mediante um conjunto de regras. Este processo permite uma análise mais robusta do que as técnicas tradicionais baseadas somente em pixels, podendo incluir valores de geometria e textura dos objetos, potencializando a classificação (ESPRIELLA *et al.*, 2020).

Para a segmentação da imagem utilizou-se do algoritmo *Multiresolution Segmentation* (HOSSAIN; CHEN, 2019). É possível atribuir pesos para as bandas utilizadas a fim de melhor contribuir no processo de segmentação da imagem. Contudo, considerou-se as bandas com a mesma importância,

enquanto para os valores que devem ser definidos de escala, forma e compacidade foram adotados 0,4; 0,002 e 0,3, respectivamente.

Para a classificação da imagem, foi empregado o algoritmo *Nearest Neighbor* (NN) (WANG *et al.*, 2019), que permite a utilização de uma série de parâmetros (relacionados a forma, textura) além do próprio valor de reflectância do pixel. O Quadro 4.4 apresenta os parâmetros aplicados ao classificador NN.

Quadro 4-4: Parâmetros aplicados ao classificador NN

Característica do Objeto	Características Utilizadas
Customizado	NDVI e NDWI
Valores de Layer	Média e desvio padrão espectral das bandas
Geometria	Posição – Distância

Fonte: Autor (2020).

O processo de validação estatística do mapeamento de uso e cobertura da terra foi realizado no *software* ENVI 5.4, utilizando-se como referência 300 pontos de verdade terrestre. Empregou-se da matriz de confusão (CONGALTON, 1991), gerando os coeficientes de exatidão global e estatística *Kappa*, comparando este resultado com os valores enquadrados por Landis e Koch (1977) para avaliação de acurácia da classificação.

Para classificação e validação dos mapas de uso e cobertura da terra para os anos de 1984, 2007 e 2013, os procedimentos se encontram detalhados em Vick (2019). Estes anos foram definidos baseados nos seguintes critérios: 1984 – por ser a data mais antiga com disponibilidade de imagens da série Landsat para a área de estudo; 2007 – por representar o ano de entrada do plantio de eucalipto na BHRP; 2013 – ano intermediário para calibrar o modelo de simulação e auxiliar no entendimento das mudanças no uso e cobertura da terra.

4.2.10 CA-Markov e análise multicritério (AHP e MCE)

O método de simulação espacial CA-Markov combina cadeias de Markov, para prever e simular os processos de mudanças no uso da terra e autômatos celulares (CA – *Cellular Automata*), que sugerem onde as mudanças espaciais ocorreram (ZHOU *et al.*, 2020). Este modelo associado ao método de Análise de Processos Hierárquicos (AHP – *Analytic Hierarchy Process*) (ABURAS *et al.*,

2017), permite de forma mais assertiva quantificar o impacto de diversos fatores (naturais e socioeconômicos) e como eles condicionam as mudanças na paisagem, completando as regras de mudanças do modelo CA-Markov (HAO *et al.*, 2022).

A fim de análise de mudanças entre as classes de uso e cobertura da terra utilizou-se da ferramenta *Change Analysis*, disponível no módulo *Land Change Modeler*, no *software* TerrSet 18.31 (Eastman, 2012). Neste momento foi possível avaliar e compreender a quantificação e espacialização de ganhos e perdas entre as diferentes classes de uso e cobertura da terra para tempos distintos. Os resultados das alterações são apresentados em gráficos e mapas, dando origem a modelos de prospecção de transição entre as diferentes classes de uso e cobertura da terra (EL HAJ; OUADIF; AKHSSAS, 2023). Para identificação das mudanças foram analisados os anos de 1984, 2007, 2013 e 2020, aos quais deram indicativos das forças motrizes que atuavam para mudanças na paisagem, sendo utilizadas na análise AHP para consecução de variáveis explicativas.

Para simulação de cenário futuro de mudanças no uso e cobertura da terra foi utilizado o modelo CA-Markov, amplamente empregado na predição de cenários futuros (ABDELKARIM *et al.*, 2022; NATH *et al.*, 2020; OMAR *et al.*, 2014). As simulações foram executadas no *software* TerrSet, seguindo cinco passos para sua consecução (BACANI *et al.*, 2016).

1º passo: desenvolvimento de uma matriz de probabilidade de transição Markoviana calculada para as classes de uso e cobertura da terra (entre os anos de 2013 e 2020), servindo como entrada para o processo de modelagem. O modelo da cadeia de Markov é um modelo estocástico onde a saída é baseada na probabilidade de transição, ρ_{ij} , entre os estados i e j . Em um mapa com diferentes usos e coberturas da terra, a probabilidade de transição ρ_{ij} é a probabilidade de que um tipo de uso e cobertura da terra (representado pelos pixels) i no tempo t_0 mude para o tipo de uso e cobertura j no tempo t_1 (ADHIKARI; SOUTHWORTH, 2012), como segue:

$$\sum_{j=1}^m \rho_{ij} = 1 \quad i = 1, 2 \dots \dots m$$

A estimativa para as probabilidades de transição é baseada na análise de elementos (pixels) a partir de uma amostra das transições que ocorrem durante um determinado intervalo de tempo. As probabilidades são demonstradas na matriz de transição P (ADHIKARI; SOUTHWORTH, 2012).

$$(Vi \times \rho_{ij}) = (V1, V2, V3 \dots VN) \times \begin{pmatrix} P11 & P12 & P13 & P1m \\ P21 & P22 & P23 & P2m \\ Pm1 & Pm2 & \dots & Pmm \end{pmatrix}$$

onde,

$Vi \times \rho_{ij}$ = Proporção de cobertura da terra da segunda data;

ρ_{ij} = Matriz de probabilidade de transição da cobertura do solo;

Vi = Proporção de cobertura da terra para a primeira data;

i = Tipo de cobertura na primeira data;

j = Tipo de cobertura na segunda data;

$P11$ = Probabilidade de uma cobertura de solo 1 na primeira data se transforme na cobertura do solo 1 na segunda data;

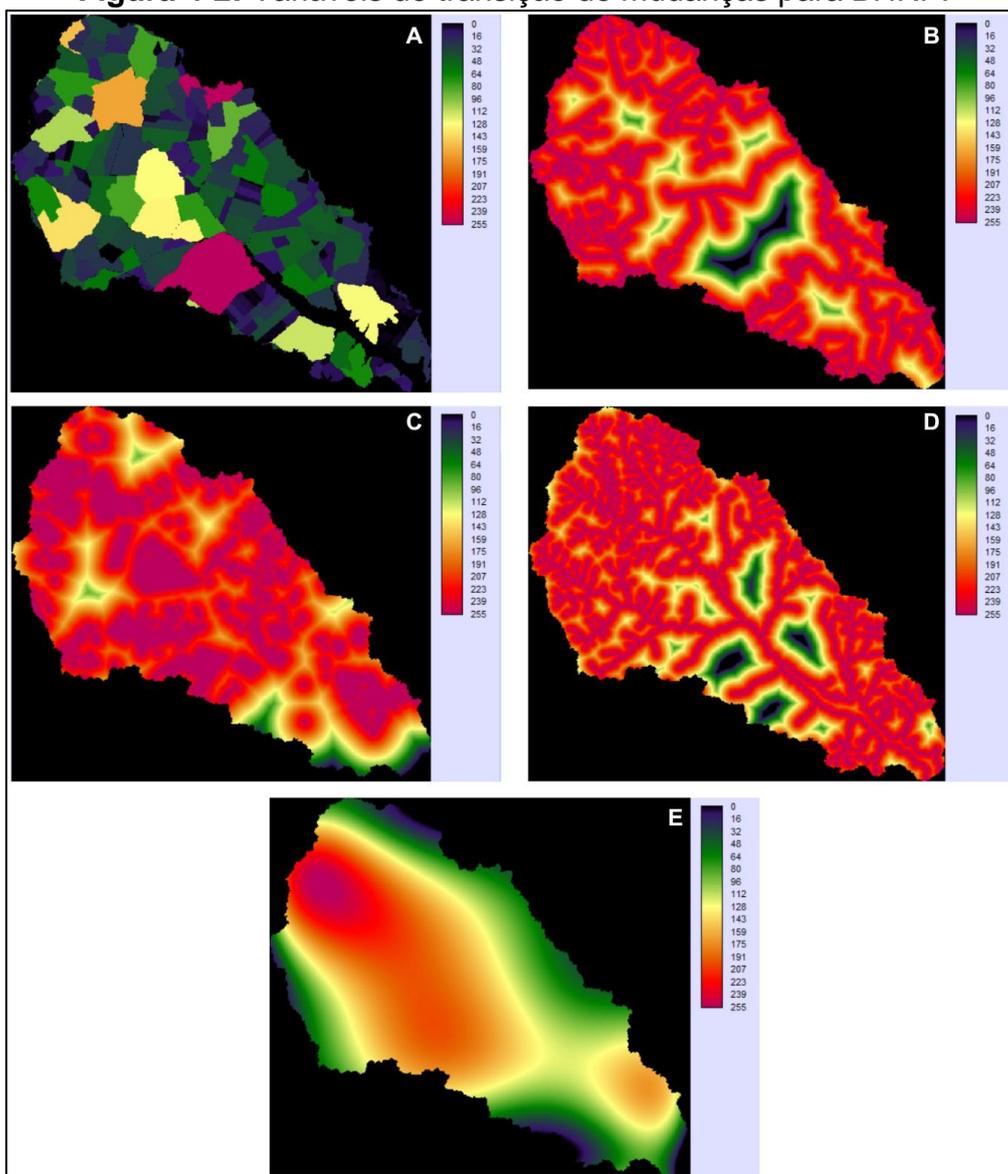
$P12$ = Probabilidade de uma cobertura de solo 1 na primeira data se transforme na cobertura do solo 2 na segunda data e assim sucessivamente;

m = número de cobertura do solo na área de estudo.

2º passo: produção dos mapas de adequação as mudanças. Foram produzidos mapas de restrições e fatores relacionados as forças motrizes das mudanças. As restrições para não ocorrência de mudanças foram áreas de assentamentos rurais e variáveis legais (Área de Preservação Permanente e Reserva Legal), com padronização de valores booleanos de 0 e 1 (255), enquanto os demais fatores foram padronizados em valores de função fuzzy, entre 0 e 1 (255), em que, quanto mais próximo de 0, menor é a tendência a mudanças na paisagem e mais próximo de 1 (255), maior as chances de transformação (ARAYA; CABRAL, 2010). Os mapas de probabilidade de mudança foram usados como entrada para o modelo AC, visando mapear as distribuições futuras de uso e cobertura da terra (TARIQ; SHU, 2020).

Os fatores de tendência de mudanças empregados foram: tamanho das propriedades rurais (a); distância de estradas (rurais e pavimentadas) (b); áreas convertidas de pastagem para eucalipto entre os anos de 2013 e 2020 (c); distância de corpos d'água (d) e; superfície de tendência polinomial (e), representados na Figura 4-2.

Figura 4-2: Variáveis de transição de mudanças para BHRP.



A: tamanho das propriedades rurais; B: distância de estradas (rurais e pavimentadas); C: áreas convertidas de pastagem para eucalipto entre os anos de 2013 e 2020; D: distância de corpos d'água e; E: superfície de tendência polinomial.

3º passo: após o cálculo da matriz de probabilidade de transição Markoviana (1º passo) e dos mapas de fatores de transição (2º passo), ambos foram acoplados

e seguiu-se o passo para determinação do filtro de AC. Estes filtros podem produzir a noção de transformação do espaço, sendo utilizado o filtro de contiguidade padrão 5x5, para a definição de vizinhança. Desta forma, cada centro de célula é rodeado por um espaço matricial composto por 5x5 células, onde estas podem impactar nas mudanças celulares (pixels) (SANG *et al.*, 2011; MONDAL *et al.*, 2020; HAO *et al.*, 2022).

4º passo: validação do modelo de simulação. Para calibração do modelo de uso e cobertura da terra, é essencial contar com mapas confiáveis e coerentes, sendo adotado como referência o mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2020. Foi empregado o módulo de avaliação no TerrSet para o cálculo da estatística *Kappa* (MEMARIAN *et al.*, 2014; HAMAD; BALZTER; KOLO, 2018) com base nos mapas de 2020 simulado e 2020 real. O modelo preditivo de um modelo é considerado forte quando sua eficiência é maior ou igual a 80% (SINGH *et al.*, 2018; MIHI, 2022). Contudo, valores menores de *Kappa* podem ser considerados adequados para predição de cenários futuros de uso e cobertura da terra (SAMIE *et al.*, 2017; FITAWOK *et al.*, 2020).

5º Passo: número de interações. Após o procedimento de calibração e validação do modelo (4º passo), foi determinado o número de interações para projeção de tendências futuras, no qual este número é definido de acordo com a quantidade de anos que se deseja simular (MONDAL *et al.*, 2019). Neste trabalho foi utilizado para a etapa de calibração do modelo um total de 7 interações (mapa de 2013 como base para simular o ano de 2020 – 7 anos).

4.2.11 Zoneamento Ambiental dinâmico

A consecução do modelo de zoneamento ambiental dinâmico se deu em duas etapas. A primeira etapa envolveu a criação do zoneamento ambiental “estático”, utilizando dados de uso e cobertura da terra referentes ao ano de 2020. Na segunda etapa, para elaborar o mapa de ordenamento territorial, foram utilizados os zoneamentos correspondentes aos anos de 2030 e 2050. Isso permitiu identificar áreas onde ocorrerão mudanças prejudiciais para a BHRP, bem como áreas que serão beneficiadas com melhorias devido às transformações simuladas no uso e cobertura da terra.

O processo inicial de identificação das áreas com baixa, média e alta restrição envolveu a associação entre fragilidade ambiental e RUSLE. O Quadro 4-5 apresenta a relação adotada entre as categorias dessas duas variáveis, onde os números indicam os níveis de fragilidade e perda de solo.

Quadro 4-5: Relação entre classes de Fragilidade e RUSLE.

Restrição	Fragilidade – RUSLE
Baixa	1-1, 1-2, 1-3, 2-1, 2-2, 3-1, 3-2
Média	1-4, 1-5, 2-3, 2-4, 2-5, 4-1, 5-1
Alta	3-3, 3-4, 3-5, 4-3, 4-4, 4-5, 5-3, 5-4, 5-5

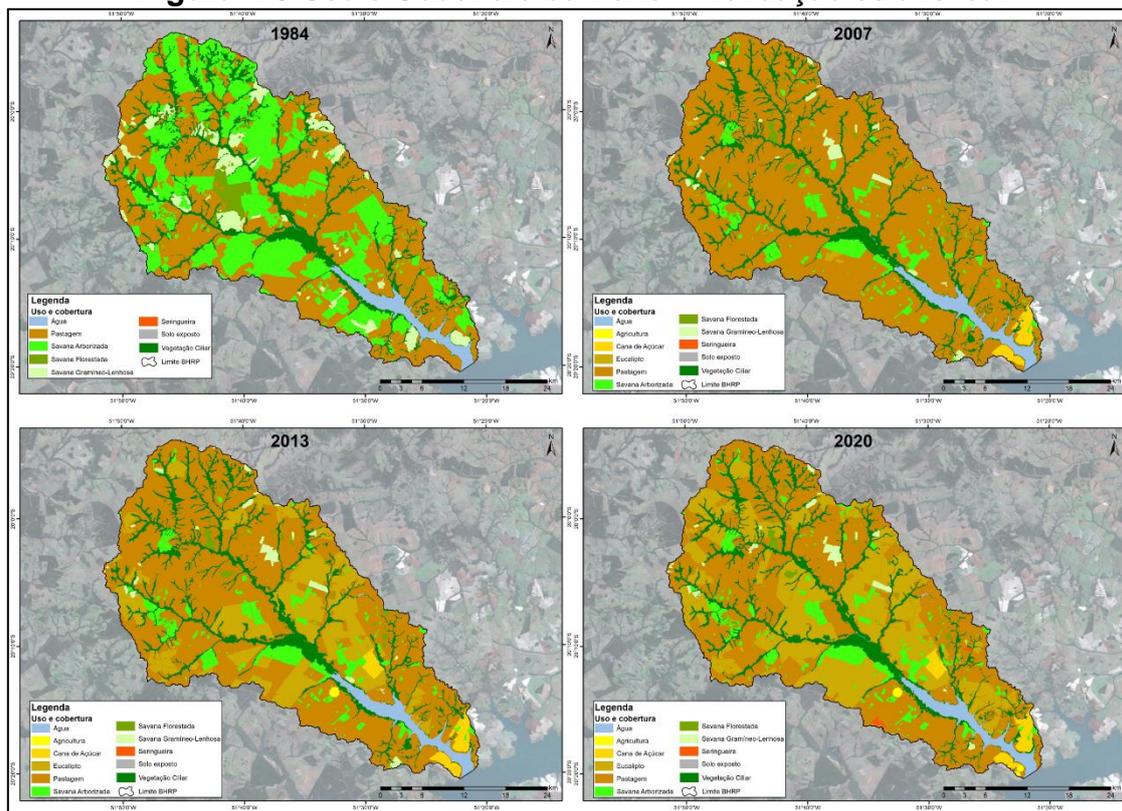
Fragilidade: 1 – muito baixa; 2 – baixa; 3 – média; 4 – alta; 5 – muito alta;

RUSLE: 1 – 0 a 5 t/há.ano (muito baixa); 2 – 5 a 15 t/há.ano (baixa); 3 – 15 a 20 t/há.ano (média); 4 – 20 a 50 t/há.ano (alta); 5 – acima de 50 t/há.ano (muito alta).

Outra variável considerada na proposta de zoneamento é a taxa de tolerância à perda de solo, que é incluída na classe de alta restrição. Essas taxas foram calculadas para os anos de 2020, 2030 e 2050. Para o processo de ordenamento territorial, foram utilizados valores da média aritmética de fragilidade, RUSLE e taxa de tolerância, obtidos a partir das informações dos anos de 2030 e 2050. Para sustentar as zonas de proteção ambiental, foram empregadas as áreas de Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal disponíveis no Cadastro Ambiental Rural (CAR). Nos casos em que não havia demarcação para elementos como APPs de nascentes, as delimitações foram criadas conforme as orientações do Código Florestal Brasileiro, seguindo a Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012.

4.3 RESULTADO E DISCUSSÃO

A Figura 4-3 apresenta o mapeamento de uso e cobertura da terra para os anos de 1984, 2007, 2013 e 2020.

Figura 4-3 Uso e Cobertura da Terra – Validação estatística.

Datum: WGS-84; Projeção: Coordenadas Geográficas.

A Tabela 4-3 apresenta os valores em km² e percentual das classes de uso e cobertura da terra para BHRP.

Tabela 4-3: Uso e cobertura da terra para Bacia Hidrográfica do Rio Pântano em 1984, 2007, 2013 e 2020.

	1984		2007		2013		2020	
	Km ²	%						
Água	38,6	2,86	39,3	2,91	1,7	0,13	37,72	2,80
Agricultura	-	-	-	-	39,5	2,93	2,94	0,22
Cana	-	-	15,8	1,17	23,4	1,73	21,65	1,60
Eucalipto	-	-	3,6	0,27	240,7	17,84	383,28	28,41
Pastagem	621,6	46,8	1012,1	75,03	772,2	57,24	629,91	46,69
Savana								
Arborizada	412,1	30,55	81,2	6,02	78,7	5,83	79,24	5,87
Savana Florestada	30,9	2,29	11,2	0,83	10,9	0,81	9,3	0,69
Savana Gramíneo	76,8	5,69	18,5	1,37	17,2	1,28	15,77	1,17
Seringueira	-	-	-	-	0,3	0,02	1,98	0,15

Solo Exposto	0,1	0,01	0,3	0,02	0,3	0,02	0,4	0,03
Vegetação Ciliar	168,9	12,52	167	12,38	164,1	12,16	166,81	12,37

O emprego do método GEOBIA para classificação do uso e cobertura apresentou excelente resultado de acordo com Landis e Koch (1977). Os valores referentes a estatística *Kappa* estão apresentados na Tabela 4-4.

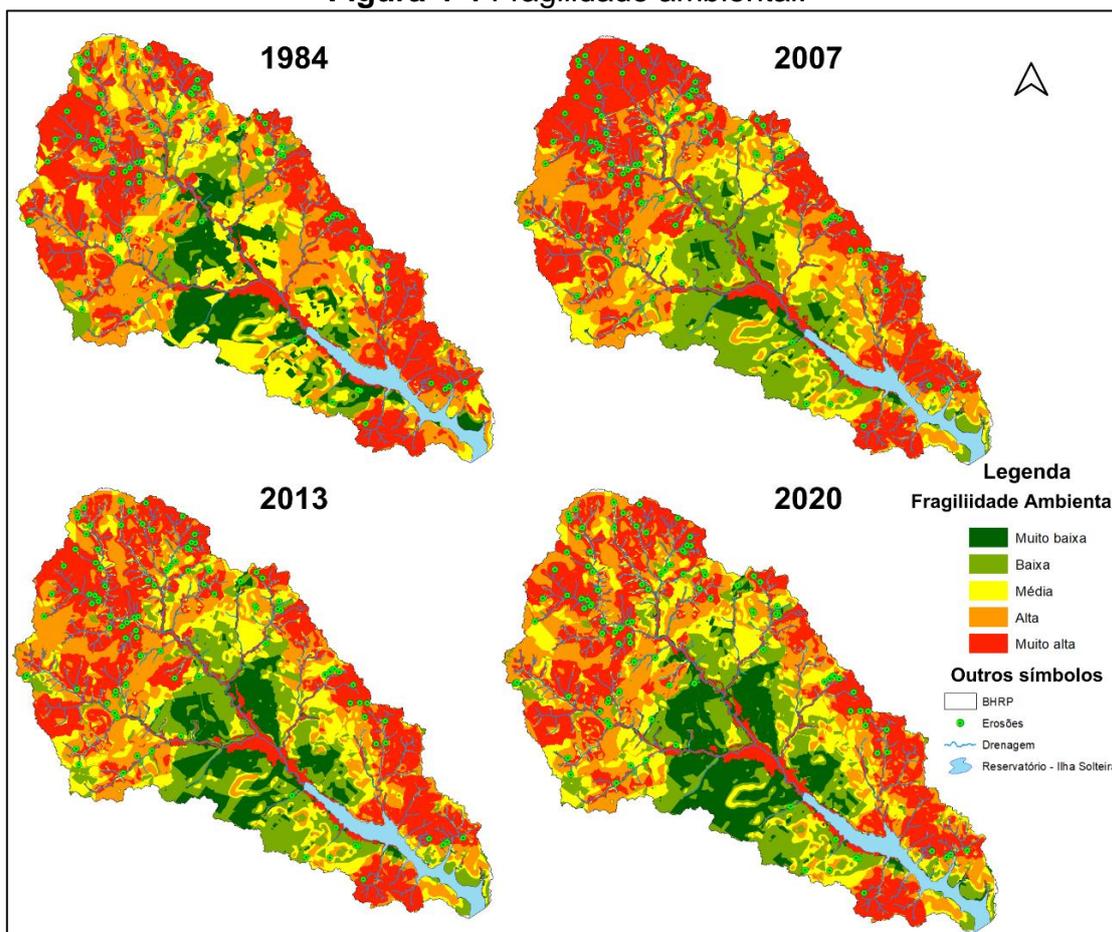
Tabela 4-4: Valores de estatística Kappa

Datas	Estatística Kappa
1984	0,8685
2007	0,8874
2013	0,9024
2020	0,9200

4.3.1 Fragilidade Ambiental

A combinação da fragilidade potencial (aspectos naturais) da BHRP associada ao uso e cobertura da terra resultou em cinco graus de fragilidade ambiental por toda a área da bacia (Figura 4-4). Estes níveis alteraram-se ao longo dos anos devido às várias transformações na paisagem relacionadas às mudanças no uso e cobertura da terra, marcada em dois momentos: i) substituição da vegetação natural de cerrado por áreas de pastagem, de 1984 até 2007; ii) troca das áreas de pastagem por áreas plantadas de eucalipto de 2007 até o presente momento (VICK, 2019).

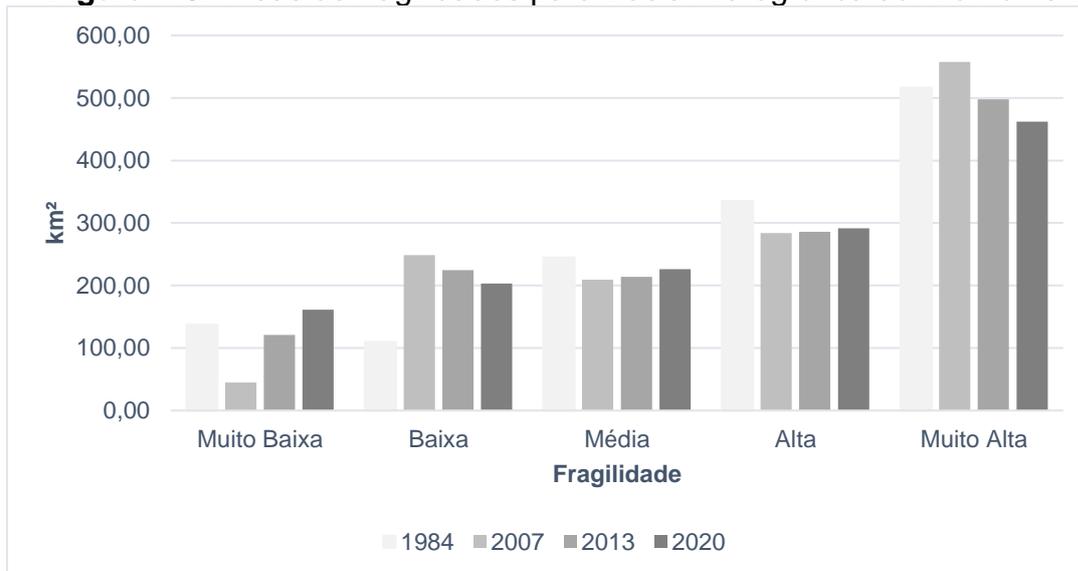
Figura 4-4 Fragilidade ambiental.



Fonte: Autor, 2023.

A Figura 4-5 apresenta a quantidade de áreas ocupadas pelas fragilidades para BHRP ao longo dos anos.

A análise multitemporal do modelo de fragilidade empregando variáveis morfométricas para sua consecução apresentou resultado singulares, especialmente relacionados as recorrências de classes de alta e muito alta fragilidade para ambos os anos estudados. Áreas com alta e muito alta fragilidade corresponderam em média a 299,2 km² e 508,61 km², respectivamente, para os anos mapeados. Para as áreas de muito alta fragilidade, 20,7% (105,25 km²) delas são compostas por áreas de planície fluvial.

Figura 4-5: Áreas de fragilidades para Bacia Hidrográfica do Rio Pântano.

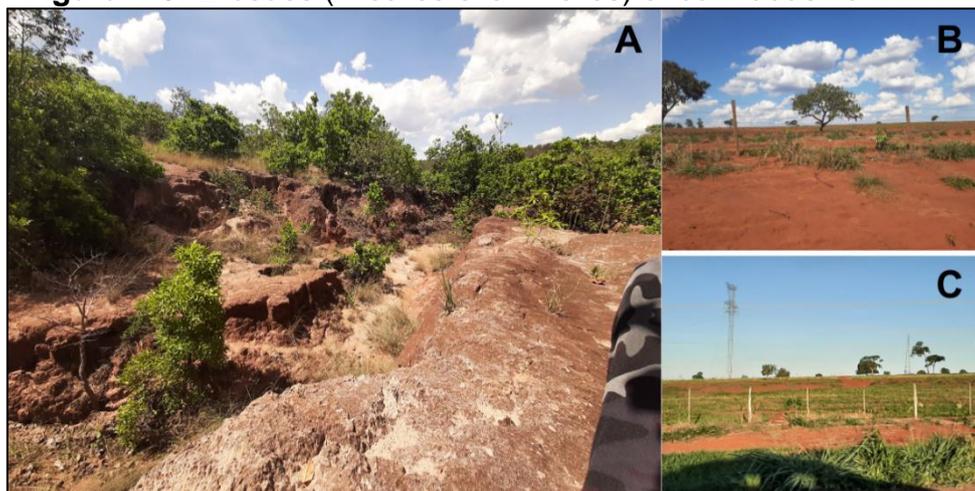
As áreas de muito baixa fragilidade correspondem a 10,22% da área total da bacia para o ano de 1984, enquanto para os anos de 2007, 2013 e 2020 correspondem a 3,33%, 9,01% e 12%, respectivamente. A redução destas áreas entre os anos de 1984 e 2007 corresponde a supressão da cobertura vegetal natural, ocorrendo uma redução de 31,5% desta área (Savana Arborizada, Savana Florestada, Savana Gramíneo-Lenhosa e Vegetação Ciliar) em um período de 33 anos (VICK, 2019). Essas áreas localizam-se principalmente no médio curso da BHRP e estão vinculadas à presença de Latossolos e a relevo de baixa declividade, com características de relevos planos e suavemente ondulados, além de apresentarem rugosidade muito baixa a baixa.

Assim como a diminuição de áreas de muito baixa fragilidade, houve um aumento nas áreas de muito alta fragilidade entre os anos de 1984 e 2007. Essas mudanças estão associadas ao processo de conversão de uso e cobertura da terra que ocorreu ao longo dos anos na BHRP. No entanto, a partir do ano de 2007, o processo de conversão de áreas de vegetação natural em pastagem foi interrompido, iniciando-se a transformação dessas áreas em plantios de eucalipto (VICK, 2019). A cobertura vegetal desempenha um papel fundamental no controle do escoamento superficial e na prevenção da perda de solo (CÂNDIDO *et al.*, 2014). Dessa forma, a conversão de áreas de pastagem em plantios de eucalipto contribui para uma maior proteção desses processos erosivos. Nos municípios aos quais fazem parte dos limites físicos da BHRP,

podem ser encontradas áreas de pastagem em estado de degradação, entre 3,1% a 4% em relação a área total do município de Selvíria e Aparecida do Taboado e, 7,1% a 8% no município de Inocência (ANDRADE *et al.*, 2017), ocasionando assim o aumento da fragilidade nestes pontos.

As áreas de média fragilidade ao longo dos anos na BHRP estão associadas à presença de Latossolos Vermelho Distrófico, alta rugosidade do relevo e média erodibilidade. Nas áreas de alta fragilidade, é possível observar predominantemente a presença de Latossolos Vermelho Distrófico e Argissolos (Vermelho distrófico e Vermelho-Amarelo distrófico), além de apresentarem alta e muito alta rugosidade e média erodibilidade. Já as áreas de muito alta fragilidade estão associadas a características como planície fluvial, corpos d'água (especialmente o reservatório de Ilha Solteira), presença de Latossolos, Argissolos e Planossolo, além de exibirem alta e muito alta rugosidade e média erodibilidade. Os pontos de erosão presentes na BHRP são expressões das transformações na paisagem ao longo das últimas quatro décadas (Figura 4-6), marcadas por mudanças no uso e cobertura da terra e sem preocupações com as formas de manejo do solo. Estes pontos foram utilizados como base para a validação estatística do modelo de fragilidade ambiental, empregando o índice de correlação bivariada de Moran (CÂMARA *et al.*, 2004).

Figura 4-6: Erosões (lineares e laminares) encontradas na BHRP.



A: Processo erosivo - Voçoroca; B: Pastagem degradada; C: Pastagem com baixa cobertura de vegetação.

O resultado da validação estatística apresentou forte relação entre os pontos de erosão e as classes de alta e muito alta fragilidade, apresentando valor

positivo de Moran de 0,413 (capítulo 3), sendo este, próximo de outros valores de Moran encontrados na literatura (BARBOSA; SILVA, 2015; SILVA *et al.*, 2020), contudo, com aplicações diferentes.

Com base na validação do modelo, conseguimos distinguir as potencialidades e limitações de seu emprego. A capacidade em representar áreas de alta e muito alta fragilidade constitui-se um poderoso elemento deste modelo, visto a relação positiva entre os pontos de erosão e suas respectivas localizações nestas classes de fragilidade.

Contudo, do ponto de vista da análise multitemporal, este modelo apresentou limitações relacionadas as mudanças no uso e cobertura da terra. Em modelos tradicionais (utilizando da lógica booleana), nota-se diretamente a influência da mudança no uso e cobertura da terra no aumento ou diminuição da fragilidade em determinado ponto estudado, como nota-se por exemplo no trabalho de Cunha (2021), onde ocorreu um aumento nas classes de média fragilidade ambiental associada a supressão da vegetação natural.

A média da fragilidade ambiental para os anos mapeados (1984, 2007, 2013 e 2020), validada espacialmente com os pontos de erosão, apresentou uma correlação positiva, com valor de 0,374 para o índice de Moran. Embora seja detalhada está possível limitação do modelo, será utilizado como ano base para o zoneamento estático o ano de 2020. Na figura 4-7 apresenta-se a média da fragilidade ambiental para os anos estudados.

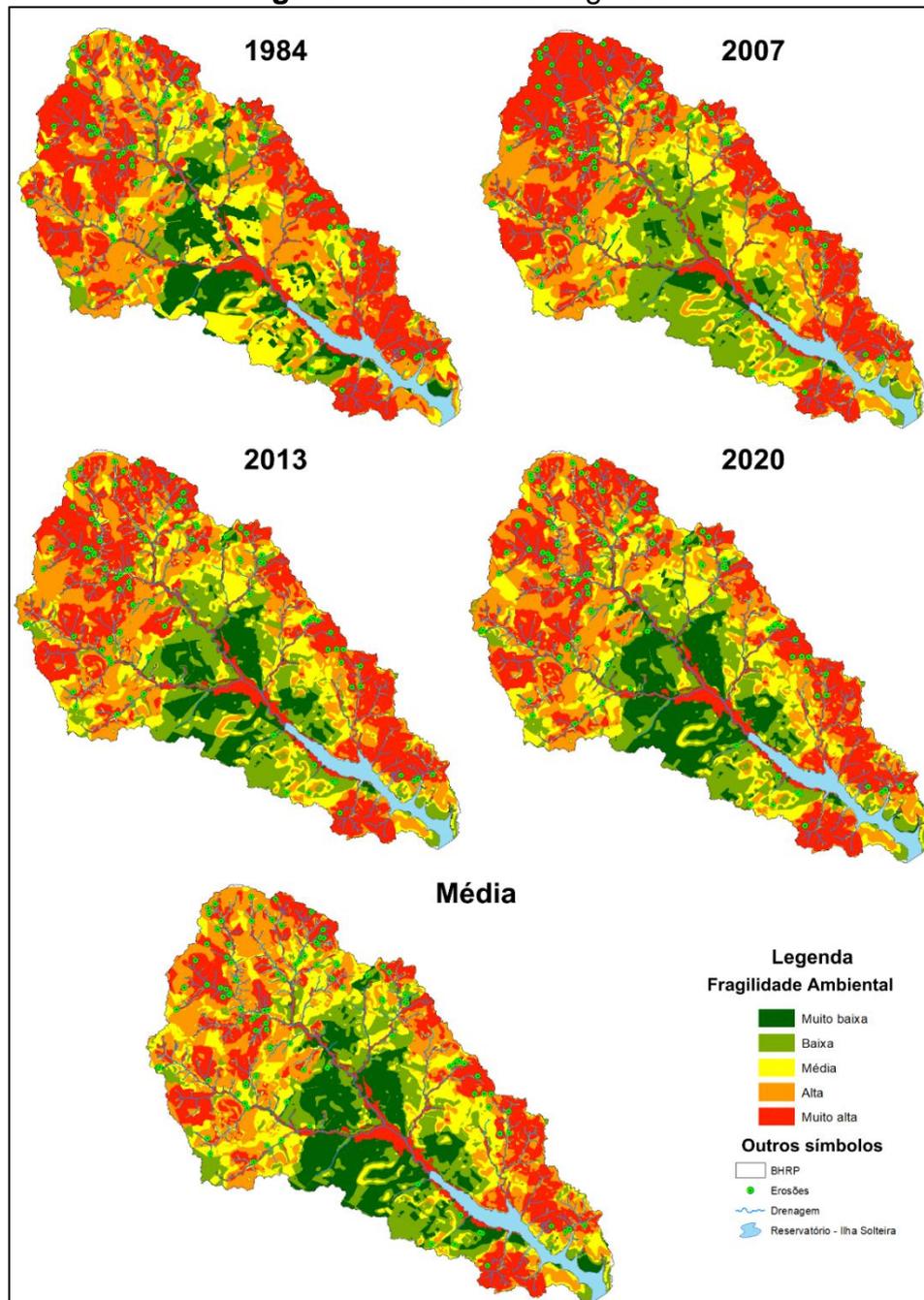
Na tabela 4-5 apresentam-se os valores de km² e % das classes de fragilidades ambiental encontrados a partir do cálculo da média aritmética das fragilidades dos anos de 2030 e 2050.

Tabela 4-5: Distribuição das classes de fragilidade ambiental em km² e % utilizando a média aritmética de fragilidade.

Fragilidade	km ²	%
Muito baixa	190,85	14,15
Baixa	216,59	16,06
Média	253,38	18,78
Alta	308,74	22,89
Muito Alta	379,44	28,13
Total	1349	100

As classes de muito baixa e baixa fragilidade são constituídas por áreas de Latossolo, com muito baixa erodibilidade e rugosidade, além de baixa declividade (<6%). Por outro lado, as classes de alta e muito alta fragilidade são formadas por Latossolos e Argissolos, apresentando média erodibilidade e alta rugosidade do relevo, com áreas de declividade de até 12%.

Figura 4-7- Média da fragilidade.



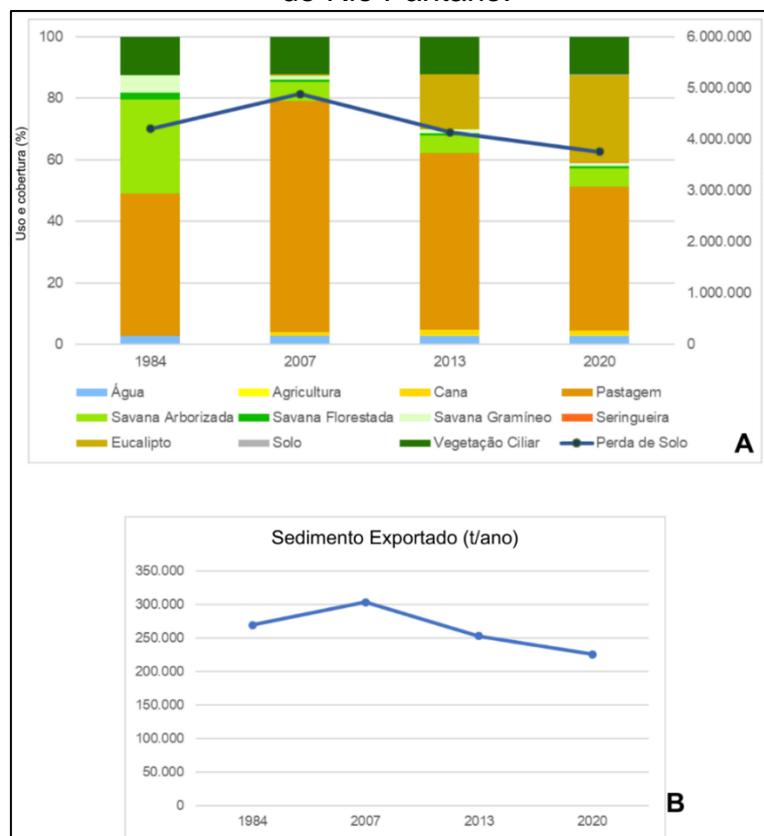
4.3.2 RUSLE – Modelo SDR

O uso da terra é o fator de grande influência para o aumento potencial das perdas de solo (TSEGAYE, 2019; SILVA *et al.*, 2022).

A BHRP passou por diversas transformações, iniciando-se pela supressão da vegetação natural, que ocupava 51,04% da área da bacia (688,47 km²) em 1984 e sua substituição por áreas de pastagem, sendo encontradas em 75,08% (1012,87 km²) da bacia em 2007. Posteriormente, ocorre a conversão de áreas de pastagem em áreas plantadas de eucalipto, onde no ano de 2007 haviam 0,3% (3,6 km²) da área da bacia com presença de plantio de eucaliptos, enquanto para o ano de 2020 essa cultura é encontrada em 28,41% (383,28 km²) da área total.

A Figura 4-8 apresenta a quantidade total de perda de solo por ano para BHRP, juntamente com a quantidade de sedimento exportado em toneladas por hectare por ano.

Figura 4-8: Quantidade total de perda de solo por ano para Bacia Hidrográfica do Rio Pântano.



O ano que apresentou maior quantidade de perda de solo é o ano de 2007, com média 2,04 toneladas por hectare por ano. Nesse ano, foram observados pontos máximos de 192,45 t.ha.ano em áreas de pastagem, totalizando 4.879.662,09 toneladas de solo erodidas. Contudo, ao calcular o SDR foi possível estimar a quantidade de solo que é efetivamente transportada e entregue em um determinado ponto de saída bacia hidrográfica (exutório) (HAMEL *et al.*, 2016), totalizando 302.755,01 t.ha.ano.

O ano de 2007 apresentou menores áreas com proteção a perda de solo em questão do tipo de uso, com destaque para áreas de pastagem, em que, quando degradadas, estas contribuem com 50% do total da erosão hídrica causada pela atividade agrícola no Brasil, enquanto não degradadas contribuem com 6,5% (MERTEN; MINELLA, 2013), sendo desta forma umas das principais fontes de perda de solo para BHRP.

Outro fator determinante para maior quantidade de perda de solo para o ano de 2007 foi a erosividade das chuvas, que apresentou valores superiores aos encontrados nos anos de 1984, 2013 e 2020. Os resultados de erosividade para BHRP estão apresentados na Tabela 4.5.

Tabela 4-5: Valores de erosividade das chuvas em MJ mm/ha.h.ano para Bacia Hidrográfica do Rio Pântano.

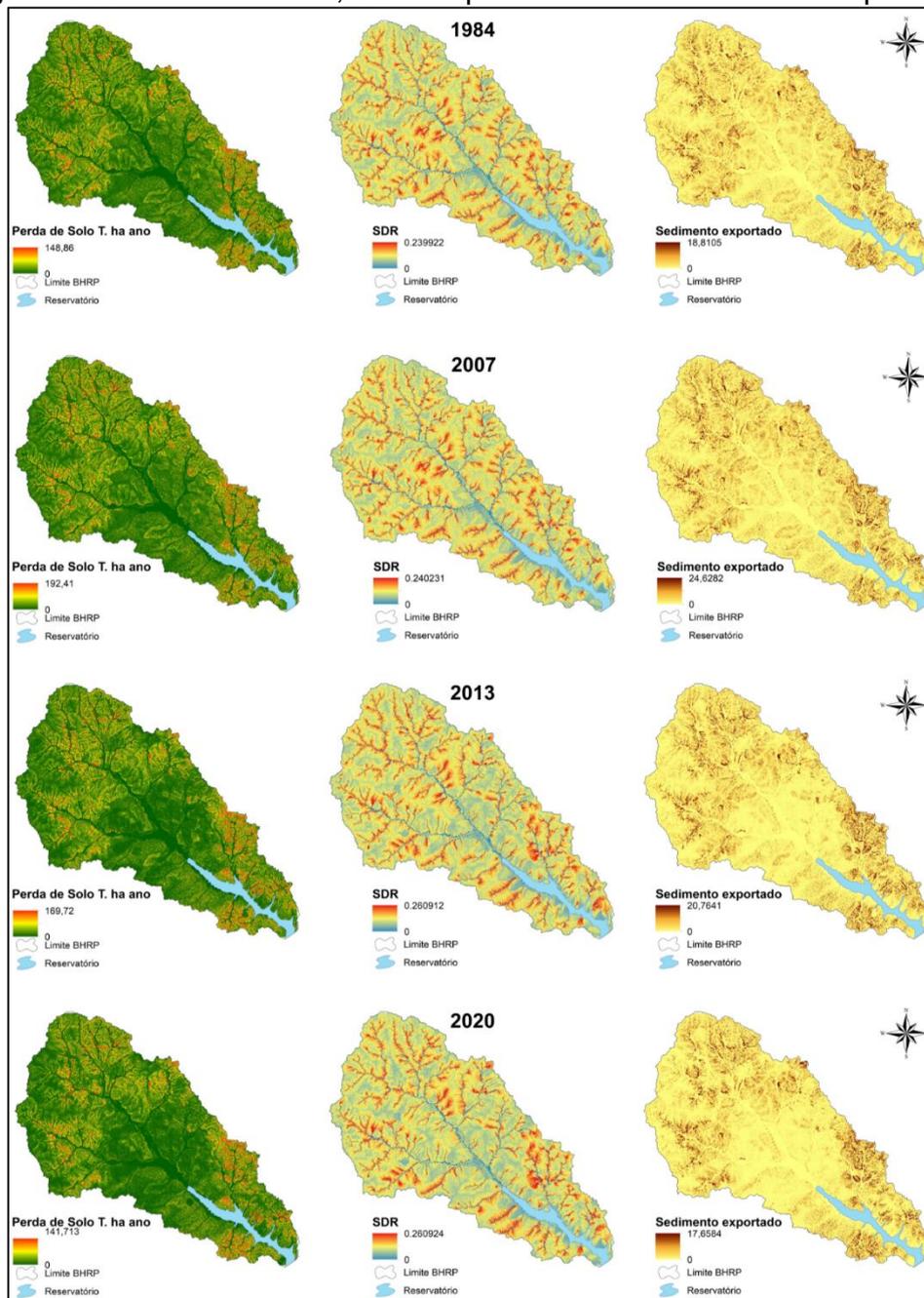
Ano	Média	Mínima	Máxima
1984	6.936,26	6.057,41	7.926,1
2007	8.879,46	7.525,37	10.514,69
2013	7.050,95	6.904,2	7.380,93
2020	8.147,3	8.121,49	8.990,1

Os valores médios encontram-se próximos, contudo, inferiores aqueles obtidos por Oliveira, *et al.* (2012), para o mapeamento de erosividade no estado de Mato Grosso do Sul, ao qual apresentaram entre 8.000 e 9.000 MJ mm ha h ano para região onde localiza-se a BHRP, destacando esta área como uma das regiões com valores mais altos de erosividade. Em análise para o estado de Minas Gerais, Mello, *et al.* (2007), identificaram em áreas próximas a BHRP valores de erosividade variando entre 7357 a 9810 MJ mm/ha.h.ano, sendo estes

próximos daqueles encontrados neste trabalho. Para o estado de São Paulo, os valores de erosividade em localidades próximas a BHRP foram inferiores aos encontrados do que aqueles calculados neste estudo, porém próximos, variando entre 4.168 a 6.460 MJ mm/ha.h.ano, segundo Teixeira (2019).

A representação espacial da RUSLE, bem como o valor do coeficiente de entrega de sedimentos (SDR) e a quantidade de sedimentos exportada estão expressas na Figura 4-9.

Figura 4-9: Perda de solos, SDR e quantidade de sedimentos exportados



A relação entre a perda de solos e SDR é consistente com a quantidade de sedimentos exportados. Em 1984 a perda máxima foi de 148,86 t.ha.ano, enquanto para o ano de 2007, ocorre um aumento de 29,25% do valor máximo de perda de solo, chegando a 192,4 t/ha.ano. Para o ano de 2013 sucede uma redução de 13,6% do valor máximo, com 169,72 t.ha.ano. Em 2020, a perda de solo máxima foi de 141,71 t.ha.ano, representando 19,77% a menos que o ano de 2013. Entre os anos de 1984 e 2020 ocorre uma diminuição de 5,05% da perda de solo máxima encontrada na BHRP.

Em trabalho realizado no estado de Mato Grosso do Sul, Correa, *et al.* (2022) observou-se altos valores de perda de solo próximo a foz (maior que 150 ton/ha.ano), associados ao uso e ocupação, em especial a ausência de vegetação natural, em conjunto com solos de erodibilidade classificada como muito alta. Essa situação também é observada na BHRP, onde inicialmente está relacionada à remoção da vegetação natural e sua substituição por áreas de pastagem durante o período de 1984 a 2007. Em cenário simulado com a substituição da vegetação remanescente para o uso da pastagem, Lima, Ferreira e Ferreira (2018) observaram um aumento de 51% da perda de solo média, sendo considerada crítica por ocasionarem em alterações nas condições naturais da cobertura vegetal e das propriedades do solo.

Em condições de pastagens degradadas, a recuperação destas através do replantio e adoção de terraços, conforme apontado por Galdino (2012), em um estudo realizado em áreas de pastagens com solos arenosos na Bacia do Alto Taquari. Esse estudo demonstrou uma redução anual nas perdas de solo na faixa de 5,475 a 7,459 t.ha.ano com a adoção dessas técnicas. No entanto, na BHRP, a diminuição dos valores máximos de perda de solo é atribuída à conversão das áreas de pastagem em plantio de eucaliptos. Essa mudança no uso do solo contribui para a redução das perdas de solo, mostrando como diferentes práticas de manejo podem influenciar os processos de erosão. Sistemas com eucaliptos podem apresentar menores perdas de solo e água em relação a áreas de pastagem, sendo assim, mais eficientes ao controle da erosão hídrica (SILVA *et al.*, 2011). As perdas de solo para áreas com o plantio de eucalipto podem ser relativamente próximas a áreas de vegetação natural (Mata Atlântica) (MARTINS *et al.*, 2010). Cândido *et al.* (2014) constataram que áreas

de eucalipto plantadas em nível, com a manutenção de resíduo, apresentam baixos valores de perda de solo e água, sendo também, próximos ao da vegetação nativa (bioma Cerrado). As características de maior proteção do solo foram os fatores para redução dos valores máximos de perda de solo entre os anos de 2007 e 2020, que passaram de 192,4 para 141,71 t.ha.ano, respectivamente, representando 49,9% do valor máximo.

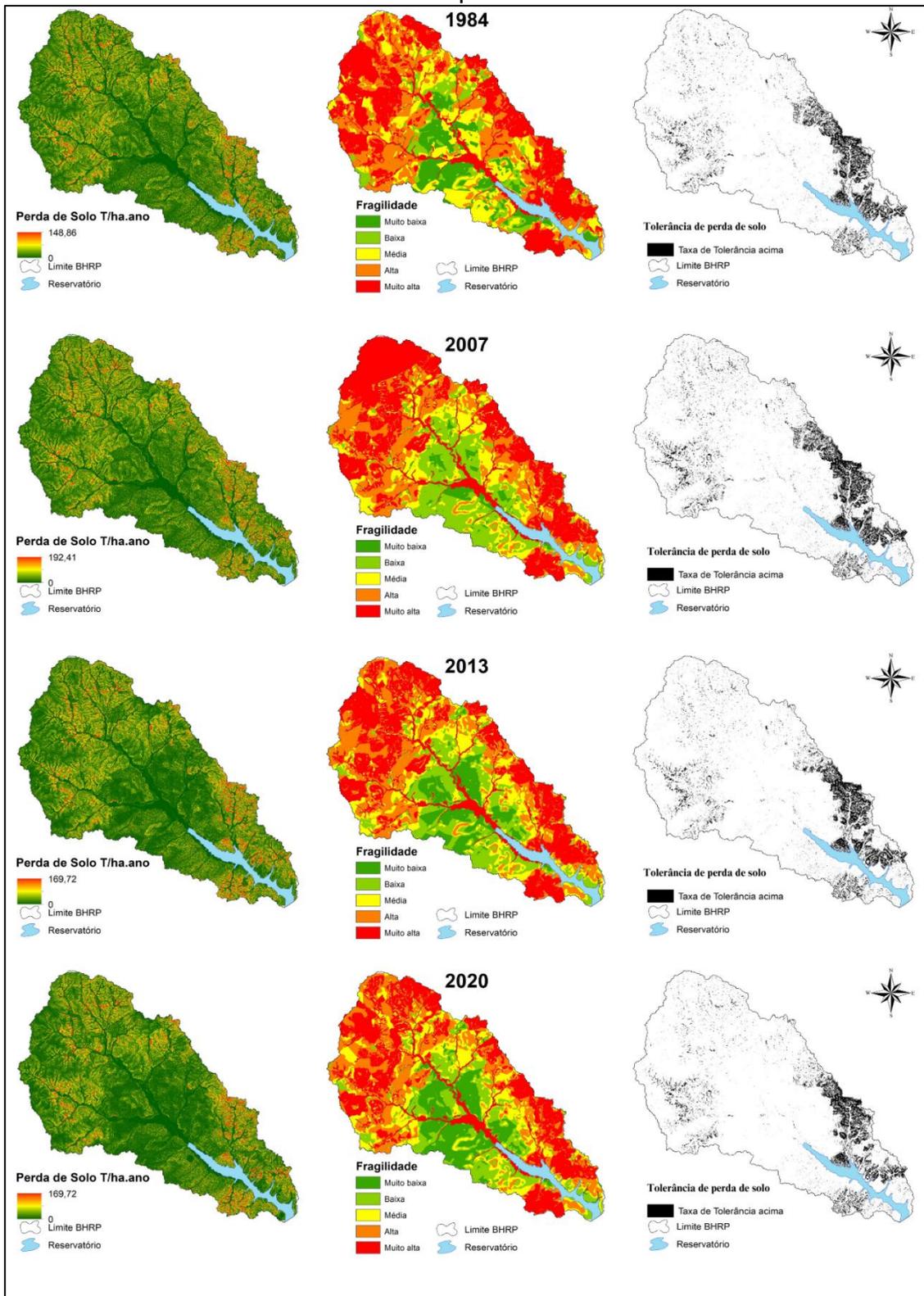
Os valores de SDR para BHRP foram de 0,239; 0,240; 0,260 e 0,260, para os anos de 1984, 2007, 2013 e 2020, respectivamente. Estes valores apresentaram uma crescente ao decorrer dos anos mapeados. Para todos os anos, valores maiores de SDR ocorrem majoritariamente em áreas de nascentes dos afluentes do rio Pântano e ao longo dos canais fluviais. Estas áreas ao longo dos anos passaram por transformações, com a supressão da cobertura vegetal natural que entre os anos de 1984 e 2020 acarretou em uma diminuição de 153,9%, passando de 688,47 km² para 271,12 km² da área total da BHRP, respectivamente.

A quantidade de sedimentos entregues ao canal fluvial é de 18,81 t.ha.ano, 24,76 t.ha.ano, 20,76 t.ha.ano e 17,65 t.ha.ano, correspondentes aos anos de 1984, 2007, 2013 e 2020, respectivamente. A variação observada, com aumento entre 1984 e 2007, seguido por uma redução entre 2007 e 2020, está em consonância com as transformações no uso e na cobertura da terra, assim como com as medidas de conservação do solo.

No entanto, para auxiliar na compreensão dessas mudanças, é necessário avaliar o papel desempenhado pela tolerância à perda de solo. O cálculo da taxa de tolerância a perda de solo compreende o limite de perda que seja possível a manutenção do nível de produtividade das culturas (BERTOL; ALMEIDA, 2000), sendo utilizado neste trabalho para indicar as áreas que apresentam valores superiores de perda de solo daqueles aceitos na literatura para determinados tipos de solo, demonstrando assim, um desequilíbrio no sistema (BHRP), ocorrendo maiores processos morfogenéticos em detrimento aos pedogenéticos.

A Figura 4-10 apresenta as áreas aos quais ocorrem maiores perdas de solo (ton/ha.ano) na BHRP, a taxa de entrega de sedimentos e os níveis de fragilidade ambiental.

Figura 4-10: Relação entre as áreas de perda de solo, fragilidade e taxa de tolerância a perda de solo



Os locais em que ocorrem os valores mais altos de perda de solo t/ha.ano, correspondem a áreas que apresentam qualitativamente fragilidade alta e muito alta, além de apresentarem uma taxa de tolerância à perda de solo acima dos níveis indicados na literatura para os tipos de solos presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Pântano (BHRP) (MANNIGEL *et al.*, 2002; OLIVEIRA, *et al.*, 2011; DEMARCHI, 2012).

Dessa forma, com as características multitemporais mencionadas em relação à fragilidade ambiental, o modelo RUSLE e a taxa de tolerância à perda de solo, aliados à utilização do modelo SDR (*Sediment Delivery Ratio*), que representa a proporção de solo erodido que efetivamente atinge o curso d'água (HAMEL *et al.*, 2017), torna-se possível identificar as áreas que têm maior contribuição para a deposição de sedimentos no canal. Essas áreas de contribuição sedimentar permanecem consistentes ao longo dos anos analisados.

Esses locais de maior contribuição estão situados em regiões com presença predominante de Argissolos, sendo a erodibilidade identificada como o fator mais crítico para a Bacia Hidrográfica do Rio Pântano (BHRP) (LIMA *et al.*, 2021). Além disso, essas áreas exibem um índice de rugosidade consideravelmente elevado, particularmente em trechos de maior inclinação. Esse cenário resulta em perdas de solo quantitativamente mais significativas, acompanhadas de uma taxa de tolerância que ultrapassa os limites aceitáveis, somado a fragilidades amplificadas, classificadas como alta e muito alta. Em conjunto, esses fatores destacam a complexa interação entre os elementos da paisagem e os processos erosivos. Desta forma, a junção entre a fragilidade ambiental (mapeamento qualitativo da perda de solos) e a RUSLE (mapeamento quantitativo da perda de solos), associado aos locais com taxa elevada de perda de solo e com os locais que mais entregam sedimentos aos recursos hídricos serão empregados fundamentalmente para consecução da elaboração do zoneamento ambiental para BHRP.

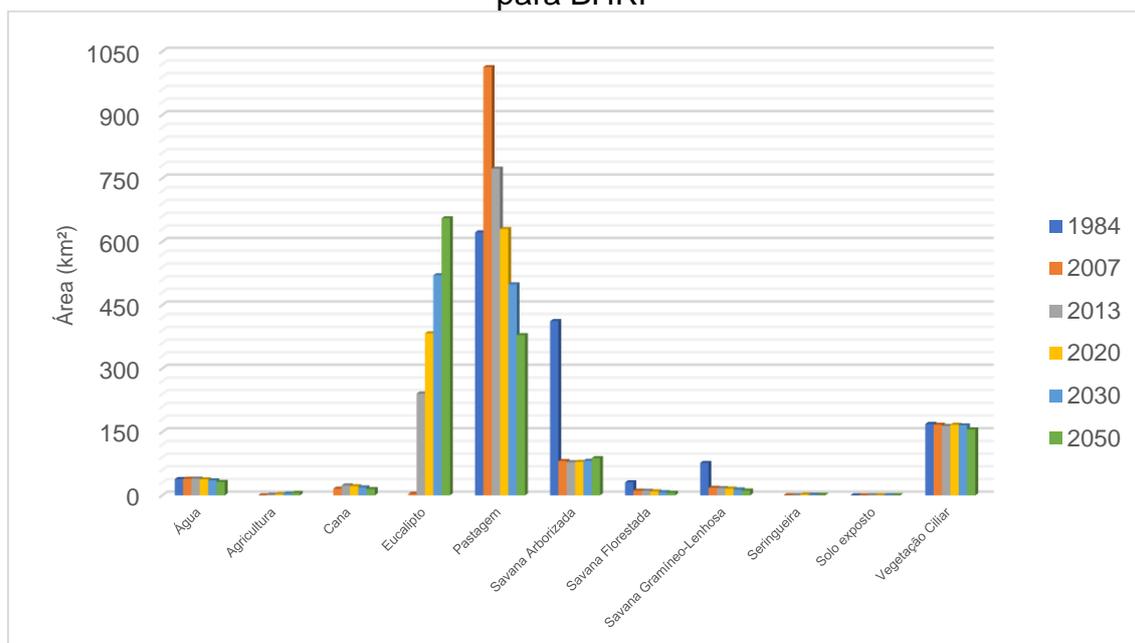
4.3.3 Predição de cenário futuro – CA-Markov e AHP (MCE)

A simulação das mudanças no uso e cobertura da terra para BHRP demonstrou a sequência de tendência apresentada desde 2007, com conversões de áreas de pastagem em plantio de eucalipto. Contudo,

apresentou-se redução nas áreas de savana gramíneo-lenhosa, savana florestada e vegetação ciliar para os anos simulados de 2030 e 2050 (Figura X).

A Figura 4-11 apresenta os resultados do mapeamento multitemporal de uso e cobertura da terra para BHRP.

Figura 4-11: Resultados da análise multitemporal de uso e cobertura da terra para BHRP



Para os cenários prospectivos de uso e cobertura da terra (figura 4-12), nota-se um aumento das áreas de plantio de eucalipto em detrimento das áreas de pastagem e vegetação natural (savanas arborizada, florestada, gramíneo-lenhosa e vegetação ciliar), com uma redução de 9,7% e 18,6% para os anos de 2030 e 2050 em áreas de pastagem e, 0,17% e 0,73% para áreas de vegetação natural, para os respectivos anos (Tabela 4-6).

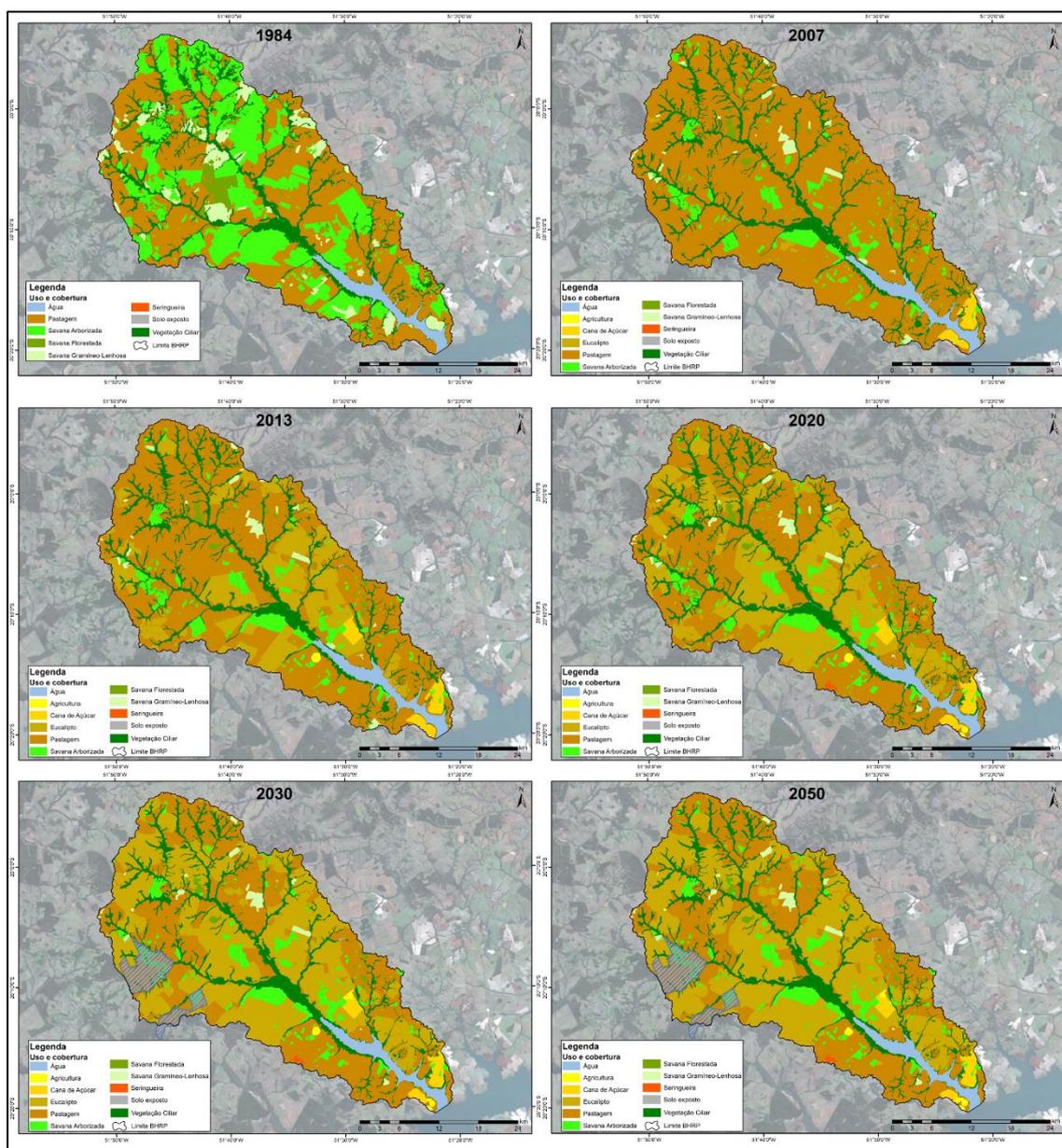
Tabela 4-6: Classes de uso e cobertura para BHRP em percentuais e km².

Uso	1984		2007		2013		2020		2030		2050	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%						
1	38,61	2,86	39,24	2,91	39,39	2,92	37,72	2,8	35,5	2,63	31,66	2,35
2	-	-	0,03	0,01	1,74	0,13	2,94	0,22	4,22	0,31	5,55	0,41
3	-	-	15,88	1,18	23,55	1,75	21,65	1,6	18,87	1,4	14,82	1,10
4	-	-	3,6	0,27	240,74	17,85	383,28	28,41	520,66	38,6	655,28	48,58
5	621,82	46,09	1012,87	75,08	772,69	57,28	629,91	46,69	499,07	37	379,02	28,10
6	412,12	30,55	81,07	6,01	78,36	5,81	79,24	5,87	81,79	6,06	88	6,52
7	30,83	2,29	11,17	0,83	10,93	0,81	9,3	0,69	7,43	0,55	5,97	0,44

8	76,7	5,69	18	1,33	17	1,26	15,77	1,17	14,02	1,04	11,44	0,85
9			0,31	0,02	0,32	0,02	1,98	0,15	1,52	0,11	1,04	0,08
10	0,1	0,01	0,01	0,001	0,26	0,02	0,4	0,03	0,32	0,02	0,3	0,02
11	168,82	12,51	166,82	12,37	164,02	12,16	166,81	12,37	165,6	12,28	155,92	11,56

Classes: 1 – água; 2 – agricultura; 3 – cana; 4 – eucalipto; 5 – pastagem, 6 – savana arborizada; 7 – savana florestada; 8 – savana gramíneo-lenhosa; 9 – seringueira; 10 – solo exposto; 11 – vegetação ciliar.

Figura 4-12: Análise multitemporal de uso e cobertura da terra para bacia hidrográfica do Rio Pântano.



Entre os anos de 1984 e 2007 a BHRP passa por um processo contínuo de desmatamento, com retirada da vegetação natural do Cerrado (VICK, 2019).

Áreas de pastagem que ocupavam 46,09% da bacia passam a abranger 75,08% da BHRP em um intervalo de aproximadamente 23 anos, enquanto áreas de vegetação natural (Savana Arborizada, Florestada, Gramíneo-Lenhosa e Vegetação Ciliar) que ocupavam 51,04%, passam a serem encontradas em 20,54%, para os respectivos anos.

A supressão da vegetação natural entre os anos de 1984 a 2007 ocorre relacionada ao cultivo de pastagens para desenvolvimento da principal atividade econômica neste período na região do bolsão (leste de Mato Grosso do Sul), a criação de gado de corte (SANO *et al.*, 2008). Este processo de desmatamento acarretou na formação de fragmentos de habitats, criando progressivamente pequenas ilhas de biodiversidade (TETILA *et al.*, 2020).

Os efeitos da fragmentação consistem no isolamento das áreas de vegetação e conseqüentemente a extinção de algumas espécies (BERNARDES JÚNIOR *et al.*, 2020), afetando serviços ambientais como controle biológico, propagação de pólen, dispersão de sementes e no fluxo gênico de grupos de animais (COELHO *et al.*, 2022). Destaca-se ainda, oriundo deste processo de conversão de uso da terra e fragmentação de áreas de vegetação natural problemas como rebaixamento do lençol freático, assoreamento de cursos d'água e desencadeamento de processos erosivos, implicando em impactos no ciclo hidrológico, levando à prejuízos econômicos e sociais (ROCHA *et al.*, 2011).

A partir do ano de 2007 inicia-se a conversão de áreas de pastagem em plantio de eucalipto, ocorrendo um aumento de 17,58% destas áreas plantadas até o ano de 2013. Em 2020, 28,41% da BHRP encontra-se ocupada com esse tipo de cultura. A projeção de cenários futuros apresenta que há a tendência de aumento destas áreas, em que, para o ano de 2030 ocuparia 38,60% e para 2050 corresponderia a 45,58% do uso e cobertura da terra na BHRP.

Com plantas de fábricas de papel e celulose instaladas no município de Três Lagoas, seus efeitos refletiram em toda a região leste de Mato Grosso do Sul, decorrendo na expansão e consolidação do monocultivo de eucalipto e trazendo consigo seus impactos nos aspectos econômicos, sociais e ambientais (FONSECA; THOMAZ JUNIOR, 2014). Estes empreendimentos impulsionaram o avanço de áreas plantadas de eucalipto sobre os limites físicos territoriais da BHRP.

Nas áreas do cerrado brasileiro, Ross (2006, p. 115) salienta a séria problemática ambiental relacionada a processos erosivos. E neste sentido, os resultados da RUSLE para BHRP apresentaram valores mais elevados para o ano de 2007, ao qual havia menores proteções do solo estando relacionado ao uso e cobertura da terra, com destaque para o predomínio das pastagens (75,08%).

Portanto, o ano de 2007 na Bacia Hidrográfica do Rio Pântano (BHRP) destaca-se como aquele em que se registrou a maior quantidade de solo erodido em um único ano, além de ser o período em que foi observada a maior contribuição de sedimentos para os canais fluviais, totalizando 443.498,69 t/ha.ano. Nesse mesmo ano, verifica-se a menor presença de áreas com cobertura vegetal significativa para a proteção do solo, tanto de origem natural do Cerrado quanto de áreas plantadas. Nas plantações de eucalipto que são adequadamente gerenciadas, é possível alcançar o controle da erosão do solo. No entanto, esse efeito é influenciado por diversos fatores, tais como a intensidade da precipitação, a inclinação do terreno, o comprimento do declive, a existência de vegetação rasteira e a manutenção da cobertura da serrapilheira (BAYLE, 2019), além da implementação de um plano escalonado de cortes.

Outro fator diretamente relacionado ao plantio de eucalipto está intrinsecamente ligado à questão da água, abrangendo aspectos como maior consumo hídrico, redução da infiltração, aumento da evapotranspiração e diminuição da retenção de água no solo (SUNDER, 1993). De acordo com Yimam e Hailu (2022), não existe um consenso claro quanto às evidências dos impactos do eucalipto na disponibilidade de água, apesar de haver estudos que associam o maior consumo de água pelo eucalipto em suas fases iniciais de crescimento e o aumento da competição com outras espécies vegetais pelo recurso hídrico (YAMAM; HAILU, 2022). A discussão sobre a interação entre o eucalipto e a água também abrange seu impacto socioambiental, especialmente no contexto das relações entre agricultores e a disponibilidade hídrica. Em algumas regiões da Etiópia, acredita-se que as plantações de eucalipto ao redor das terras agrícolas e fontes de água têm um impacto significativo na taxa de fluxo de água nas nascentes, resultando em uma redução na produção agrícola (DABA, 2016). Além destes impactos, em estudo qualitativo desenvolvido por Desta, Teklemariam e Mulugeta (2023) com agricultores acerca do plantio de

eucaliptos ressalta outros efeitos negativos. Entre eles, destaca-se a utilização dessas plantações como refúgio para pragas e patógenos que afetam as culturas agrícolas, como pulgões e ferrugem. Além disso, observa-se a supressão do crescimento de vegetação secundária e de culturas adjacentes devido à sombra projetada pelas árvores de eucalipto.

Na região de Três Lagoas-MS, os camponeses apresentam a concepção de que o plantio de eucalipto altera o balanço hídrico local, com “o desaparecimento de nascentes, açudes e lagoas relacionadas a essa expansão da monocultura na Microrregião de Três Lagoas” (KUDLAVICZ, p. 152, 2011).

Dessa forma, ao explorar os potenciais benefícios e desvantagens decorrentes do avanço do monocultivo de eucalipto na Bacia Hidrográfica do Rio Pântano (BHRP) em face das mudanças paisagísticas ocorridas nos últimos anos e na previsão de cenários futuros, torna-se imperativo contemplar a necessidade de um planejamento territorial eficaz. Esse planejamento visa assegurar o desenvolvimento equilibrado dos aspectos ambientais, sociais e econômicos, garantindo, assim, uma abordagem integral e sustentável para a região.

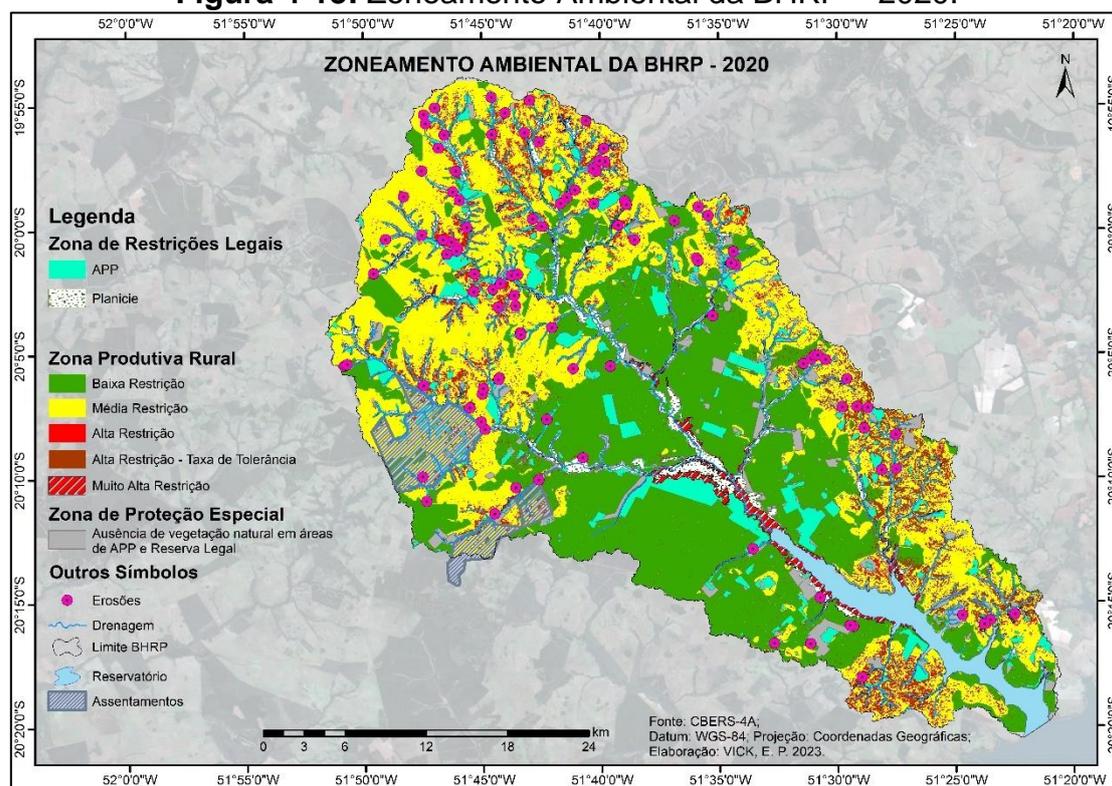
Refletindo-se acerca dos serviços ecossistêmicos proporcionados por florestas naturais e plantações de eucalipto no Cerrado, destaca-se a importância do aumento de florestas naturais nas bacias hidrográficas estudadas, em especial em regiões de cabeceiras. Nessas áreas, em bacias hidrográficas com plantações de eucalipto, é fundamental considerar cerca de 45% de cobertura florestal natural para assegurar a provisão de serviços ecossistêmicos ligados à água. Nota-se que ocorrem perdas desses serviços quando se excede o limite de 20% de cobertura florestal natural (BISPO *et al.*, 2023). Dessa forma, considerando o entendimento das características de fragilidade do ambiente, as áreas com significativas perdas de solo e os locais suscetíveis a alterações no uso e cobertura da terra, será elaborado um modelo de zoneamento ambiental dinâmico. Inicialmente, será apresentado o zoneamento com base no presente (2020), posteriormente serão incorporados os ajustes necessários com base nos cenários prospectivos para 2030 e 2050.

4.3.4 Zoneamento Ambiental Estático

Para consecução da proposta de zoneamento ambiental para o ano de 2020 para BHRP foram utilizados os cruzamentos entre variáveis legais (APP e Reserva Legal), fragilidade ambiental, perda de solo, Taxa de tolerância a perda de solo e Planície Fluvial.

A Figura 4-13 apresenta o mapa de proposta de zoneamento ambiental estático, sendo mapeadas três áreas: a) Zona de Restrições Legais; b) Zona Produtiva Rural; c) Zona de Proteção Especial.

Figura 4-13: Zoneamento Ambiental da BHRP – 2020.



No mapeamento de Fragilidade Ambiental, são encontradas em grande parte da bacia alta e muito alta fragilidade, em que somadas ocupam 54,07% da área total, condicionando a áreas de extrema atenção em relação ao seu uso, em especial levando-se em consideração as mudanças ocorridas nos últimos 30 anos. Estas áreas de elevadas fragilidades têm relação direta com um desequilíbrio no ambiente, manifestado este desequilíbrio a partir da ocorrência de processos erosivos.

No entanto, foi realizada uma avaliação quantitativa das perdas de solo por área e a relação destas com os correspondentes graus de fragilidade. Isso

permitiu identificar áreas que, mesmo apresentando elevados graus de fragilidade, demonstraram baixas perdas de solo ao longo dos anos analisados. Nesse sentido, a análise conjunta dessas duas abordagens metodológicas desempenhou um papel fundamental na identificação das zonas apropriadas para a formulação da proposta de zoneamento. As áreas categorizadas como Zonas de Restrições Legais abrangem locais designados como Áreas de Preservação Permanente (APP), Reserva Legal, além de áreas de Vegetação Natural e Planície de Inundação (estas últimas inseridas nas áreas de APP). A inclusão das áreas de vegetação natural baseia-se em sua conexão com o grau de atividade antrópica, resultante da supressão da vegetação original durante as últimas três décadas. Para Zona Produtiva Rural, correu a segmentação em quatro classes distintas, incluindo ainda uma subdivisão específica para a categoria de alta restrição.

Nas áreas de baixa restrição, ocupando 33,6% da BHRP, encontram-se áreas de muito baixa e baixa fragilidade ambiental, muito baixa perda de solo (média de 1 t.ha.ano), predominante em áreas de Latossolo Vermelho distrófico, com relevo suave ondulados de topos tabulares, em declividades médias de 3%. Embora estas áreas apresentem baixa restrição em relação a seu uso e ocupação é necessário atenção para assegurar a manutenção do desenvolvimento sustentável destas, especialmente por 11,65% (12 pontos) das erosões encontradas na bacia estarem nestas áreas.

Classes de média restrição representam 32,04% da área total da bacia. Nelas são encontradas média e alta fragilidade ambiental, com perda de solo média de 2 t/ha.ano, mas com valores máximos podendo atingir 34,4 2 t/ha.ano em alguns pontos. Presença de Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, Argissolo Vermelho Distrófico e Latossolo Vermelho distrófico, com média de declive para área de 4% de inclinação. Nestes locais são encontrados 7,6% (8 pontos) dos pontos erosivos presentes na BHRP. Desta forma, cuidados relacionados a drenagem são extremamente importantes nestas áreas especialmente por estarem circunvizinhas as áreas de nascentes.

Classes de alta restrição estão divididas em duas unidades. A primeira está relacionada a presença de alta e muito alta fragilidade e alta e muito alta perda de solos (acima de 20 t/ha.ano), com declividade média de 7%, atingindo em determinados locais pontos de aproximadamente 26% de declive. Estas

encontram-se próximas aos córregos afluentes do rio Pântano e apesar da sua alta restrição pode ser exploradas, contudo, são mais sensíveis em relação a ocupação. A segunda divisão está associada a áreas com taxa de tolerância a perda de solos acima do limite daquela ao qual não cause danos para o ecossistema. Estas unidas ocupam 8,15% da BHRP, devendo ocorrer imediatamente uma melhoria nas práticas conservacionistas nestes locais.

Áreas muito alta restrição são áreas de planície fluvial que se encontram fora das áreas asseguradas a proteção por lei (APP e Reserva Legal). São classificadas desta forma pois são sujeitas a inundações periódicas, mas também, por sustentarem uma dinâmica relacionadas as características biofísicas e territoriais (formas fluviais, hidrologia do solo, padrões de vegetação), sendo extremamente importantes para o funcionamento desse ecossistema (JAKUBÍNSKÝ *et al.*, 2021).

A Zona de proteção especial abrange as áreas situadas dentro dos limites das áreas de APP e Reserva Legal e que não possuem vegetação natural, mas sim outros tipos de uso, predominantemente constituídos por áreas de pastagem. Recomenda-se a atenção para recomposição da vegetação nativa, em especial aquelas que estejam em áreas de alta restrição a produção rural.

A Zona de Restrições Legais corresponde as áreas de APP com destaque para as planícies fluviais devido à complexidade desse ecossistema, além da vegetação natural que se encontram fora das áreas previstas a serem preservadas por lei. A definição desta segunda como restrição está relacionado as fortes mudanças no uso e cobertura da terra ocasionadas pela ação antrópica na BHRP (VICK, 2019).

Com a consecução do Zoneamento Estático conseguimos ter uma noção das áreas que são necessárias intervenções para que consiga realizar um equilíbrio entre atividades econômicas, manutenção da qualidade ambiental e preservação do caráter social. Contudo, com a elaboração da simulação de cenário futuro de uso e cobertura da terra, antecipando mudanças que ocorreriam em um cenário de 10 e 30 anos, conseguimos ter uma noção de onde ocorreram estas mudanças, assim predizendo os possíveis efeitos aos quais elas teriam no ambiente.

A execução do Zoneamento Estático identifica áreas que requerem intervenções para equilibrar atividades econômicas, qualidade ambiental e

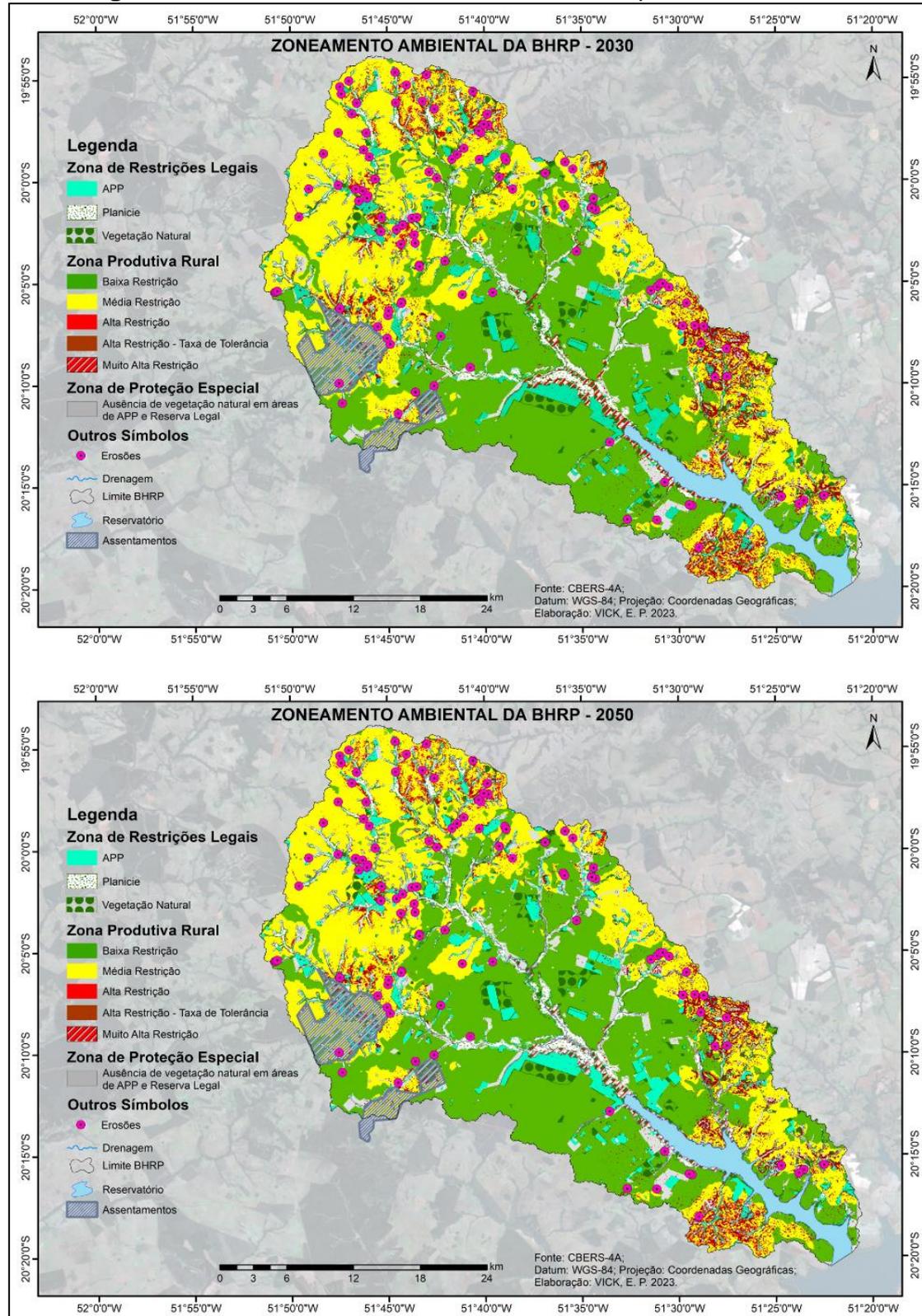
contextos sociais. Em contraste, a simulação de cenários futuros de uso e cobertura da terra pode projetar cenários em períodos de várias décadas, permitindo antecipar áreas de transformação e prever seus impactos ambientais. Ao combinar essas abordagens, é possível embasar decisões sustentáveis, harmonizando desenvolvimento econômico e conservação ambiental enquanto se consideram aspectos sociais. Essa abordagem holística fortalece a gestão territorial integrada em conformidade com princípios de sustentabilidade.

Conseqüentemente, o modelo de zoneamento ambiental para o ordenamento territorial deve se fundamentar nos padrões de fragilidade ambiental, estimativas de perda de solo e na evolução temporal dos cenários futuros, considerando tanto abordagens determinísticas quanto probabilísticas. Isso implica em uma análise do estado atual que será adaptada de forma a estabelecer uma integração dinâmica efetiva entre o desenvolvimento econômico, a preservação ambiental e os fatores sociais na bacia hidrográfica.

4.3.5 Zoneamento Dinâmico

A Figura 4-13 apresenta a proposta de zoneamento ambiental dinâmico para os anos de 2030 e 2050, fundamentada na simulação de cenários futuros que refletem a tendência dos negócios atuais (Figura 4-14). Desse modo, a simulação projeta a tendência futura, resultando na organização em três categorias: zona de restrições legais, zona produtiva rural e zona de proteção especial.

Figura 4-14: Zoneamento ambiental da BHRP para 2030 e 2050.



A Tabela 4-7 apresenta os valores das classes em suas respectivas zonas para os anos de 2020, 2030 e 2050.

Tabela 4-7: Zonas para BHRP.

Classes	2020		2030		2050	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Zona de Restrições Legais						
APP	185,08	13,72	183,25	13,58	183,08	13,57
Vegetação Natural	37,30	2,76	56,52	4,19	56,61	4,20
Planície	25,4	1,89	26,74	1,98	25,76	1,91
Zona Produtiva Rural						
Baixa restrição	452,06	33,51	464,66	34,44	497,29	36,86
Média restrição	431,06	31,95	428,72	31,78	409,45	30,35
Alta restrição	45,70	3,39	28,55	2,12	23,98	1,80
Alta restrição*	64,02	4,75	50,60	3,75	42,23	3,13
Zona de Proteção Especial						
Incongruências	69,68	5,17	71,35	5,29	71,73	5,32
Reservatório	38,53	2,86	38,60	2,86	38,63	2,86
Total	1349	100	1349	100	1349	100

*Esta classe de alta restrição está associada a elevada taxa de perda de solo, sendo associada no zoneamento a áreas de alta restrição.

No âmbito da abordagem de zoneamento ambiental dinâmico fundamentada em cenários futuros, observa-se um aumento de 3,35% na categoria de baixa restrição, acompanhado por uma correspondente diminuição de 1,6% e 3,2% nas áreas classificadas como média e alta restrições, respectivamente.

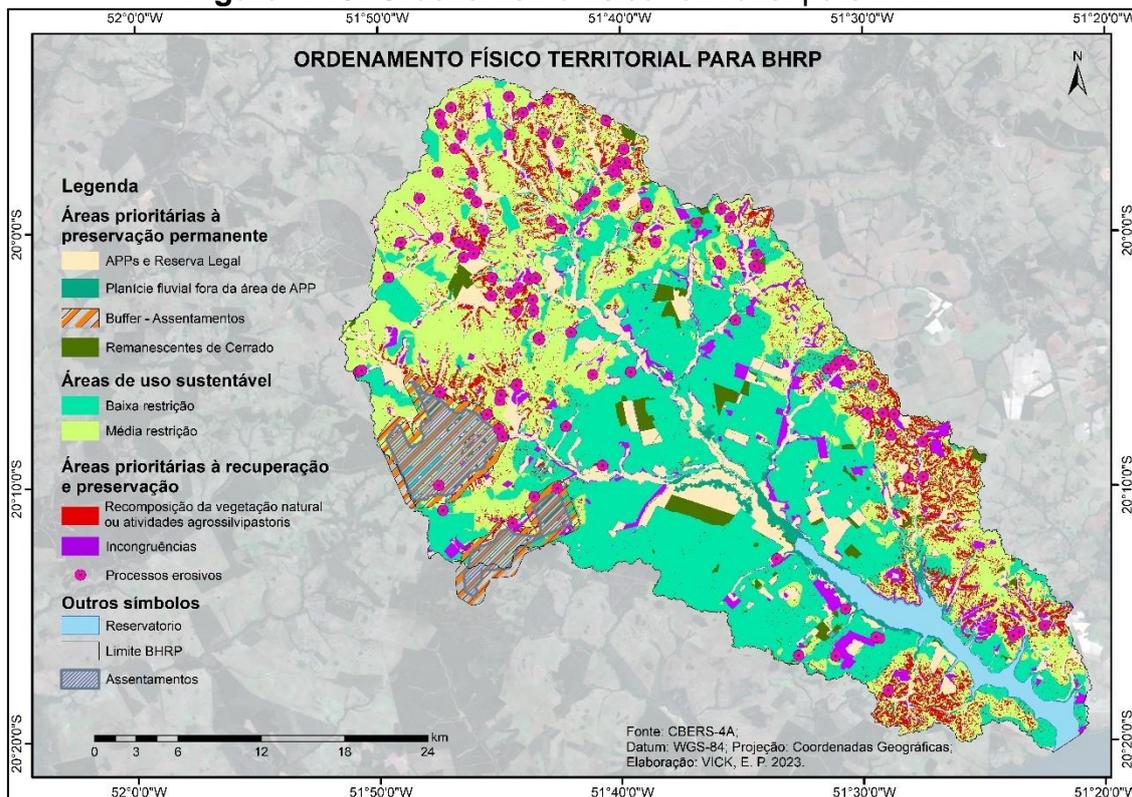
O fator que exerce uma influência direta nessa relação é a modificação no uso e cobertura da terra, o que está intrinsecamente associado a alterações nas práticas conservacionistas. Essa dinâmica está vinculada à substituição de áreas de pastagem pelo cultivo de eucaliptos. A adoção desse tipo de plantio pode acarretar impactos positivos, abrangendo desde as propriedades físicas e químicas do solo por meio da decomposição da serapilheira (MENGISTU *et al.*, 2020), até a redução da perda de solo, sobretudo com o crescimento das plantações de eucalipto (SHU *et al.*, 2023). Contudo, é vital considerar a gestão

adequada, dado que em estágios iniciais de cultivo, o solo se torna mais suscetível à erosão (AMENU, 2017).

Áreas de incongruências, ou seja, áreas as quais são destinadas a preservação por Lei (APP e Reserva Legal) obtiveram um aumento de 2,05 km² (0,15%), demonstrando uma redução da vegetação natural dentro destas áreas.

Apesar da relativa similaridade nos resultados entre as propostas de zoneamento (estático x dinâmico), o elemento fundamental para a orientação do ordenamento reside na capacidade de prever onde ocorrerão as transformações no uso e cobertura da terra. Essa previsão baseia-se na simulação do uso e cobertura da terra, bem como em seus impactos sobre a fragilidade ambiental e a erosão do solo. Verificou-se uma diminuição nas áreas classificadas como alta restrição à perda de solo, com uma redução de 1,51% (21,79 km²). Esse declínio está conectado ao crescimento das plantações de eucalipto e das áreas de savana arborizada, o que resultou em uma ampliada proteção do solo, notadamente em locais com maiores declividades (acima de 12%). Na Figura 4-15 está apresentado o mapa de ordenamento físico territorial para BHRP. Este mapa apresenta uma síntese da relação entre o mapeamento de fragilidade ambiental e a quantificação da perda de solos a partir da RUSLE (para o cenário atual 2020 e os cenários futuros de 2030 e 2050), legislação ambiental, identificação das áreas de planície (muito alta fragilidade) e mapa de uso e cobertura da terra, para o cenário atual (2020) e cenários preditivos (2030 e 2050). Este documento cartográfico sintetiza as análises realizadas na BHRP, procurando assegurar o desenvolvimento que equilibre o potencial social, ambiental e econômico da área.

Figura 4-15: Ordenamento físico-territorial para BHRP



As recomendações apresentadas estão baseadas no trabalho de Bacani e Luchiari (2014) e Silva; Cunha e Bacani (2018), sendo organizadas nas seguintes áreas:

a) Áreas prioritárias à preservação permanente: para esta classe estão organizadas as áreas de APPs e Reserva Legal e os remanescentes florestais de vegetação do cerrado (Savana Arborizada, Gramíneo-Lenhosa e Florestal), que se encontram fora da área de proteção legal e representam 35,66% da vegetação natural da BHRP. Embora estas áreas não encontrem asseguradas a sua manutenção com base no novo código florestal brasileiro (Lei 12.651/2012), a preservação das florestas é essencial na conservação de serviços ecossistêmicos, tais como, qualidade da água, preservação de processos erosivos e assoreamento de rios, amortecimento de enchentes, conservação da biodiversidade (CANDIOTTO; VARGAS, 2018).

Outra área incorporada à esta classe é a de planície fluvial que esteja ausente da APP, em que, estas representam 24,15% da área total de planície para BHRP. A mudança na forma de medir as APPs (Lei 12.651/2012), que agora considera o leito regular dos rios como referência, revelou-se insuficiente para

proteger toda a extensão da área de planície. Isso coloca em risco a manutenção e a preservação do sistema fluvial, como enfatizado no estudo conduzido por Gomes e Oliveira (2023), que examinou as normas de proteção e suas consequências para a planície fluvial.

Por fim, ao redor dos assentamentos rurais São Joaquim e Alecrim sugere-se a criação de uma área de preservação ambiental, com especial atenção a recomposição da vegetação natural. Com base na simulação de uso e cobertura da terra para os anos de 2030 e 2050 percebe-se um “cercamento” das áreas dos assentamentos pelo monocultivo de eucaliptos. Alguns problemas são destacados por Fonseca (2014) em entrevistas realizadas de que com a expansão do monocultivo de eucalipto animais silvestres em busca de alimentos acabam atacando lavouras produzidas nos assentamentos, além de destacarem a recorrente questão da redução da disponibilidade de água. Assim, baseado em Francelino *et al.* (2012), que adotaram uma faixa de 0,6 quilômetros como área inapta para o plantio de eucalipto ao redor de áreas urbanas, compostas por núcleos urbanos e sedes distritais (Lei nº 5.067 de julho de 2007), empregamos também neste trabalho o respectivo valor.

b) Áreas de uso sustentável: nas áreas de uso sustentável se encontram aquelas de baixa e média restrições, sendo divididas em zona de desenvolvimento agrossilvipastoril de baixa restrição e zona de desenvolvimento agrossilvipastoril de média restrição.

Nas zonas de baixa restrição, a média de perda de solo foi de 1,07 t/ha.ano, acompanhada por uma média de baixa fragilidade, para os anos de 2030 e 2050. Neste cenário de baixas perdas de solo e baixa fragilidade a processos erosivos recomenda-se a produção agropecuária, cultivo de eucalipto, desenvolvimento de agricultura, atividades estas que já encontram-se sendo desenvolvidas nesta zona, e plantio de cana-de-açúcar, respeitando as recomendações necessária para a conservação do solo (DE MARIA *et al.*, 2016).

Para as zonas de média restrição, nelas são encontradas média de 2 t/ha.ano de perda de solo e alta fragilidade ambiental para os respectivos anos de 2030 e 2050. Em 2030, as áreas desta zona serão ocupadas majoritariamente por pastagem (51,6%) e plantações de eucalipto (42,9%), e para o ano de 2050 serão ocupadas em 53% da área por pastagens e 42,4% por plantio de eucaliptos.

Recomenda-se a manutenção nestas áreas das culturas que encontram-se sendo desenvolvidas, contudo, havendo atenção as práticas de manejo como a pressão de pastejo de acordo com a capacidade de suporte da pastagem, escolha adequada da espécie forrageira, adubação, sistema de pastejo (GOMIDE; GOMIDE, 2001) são fundamentais para a conservação da baixa perda de solo nas áreas de média restrição já que estas apresentam alta fragilidade.

Em relação as áreas com plantio de eucalipto, é necessária precaução com as áreas pós-plantio, pois estas ainda desempenham um baixo papel na proteção do solo. No entanto, à medida que as árvores crescem, elas passam a proporcionar maiores vantagens no controle da erosão e na redução da perda de água (SUN *et al.*, 2018).

c) Áreas prioritárias à recuperação e preservação: nestas áreas estão concentrados locais com valores acima da taxa de tolerância a perda de solos e alta restrição nos modelos de zoneamento ambiental, tanto no cenário atual quanto para cenários futuros determinísticos probabilísticos. Nesses casos, é fundamental controlar a perda de solo para evitar um desequilíbrio ambiental mais acentuado, inclusive evitando a formação de voçorocas. Além disso, essa zona engloba outras variáveis, como processos erosivos já em andamento na BHRP, bem como áreas de incongruência, que se referem a áreas de Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal onde a vegetação natural não é o uso predominante. Para estas áreas recomenda-se a recomposição da vegetação natural de Cerrado (Savana arborizada, Savana Gramíneo-Lenhosa e Savana Florestada) ou adoção de sistemas agrossilvipastoris.

A recomendação de recuperação destas áreas com vegetação natural dá-se pela alta taxa de desmatamento que ocorreu na BHRP ao longo das últimas décadas. Desta forma, a restauração ecológica visa colaborar minimamente com a reconstituição da biodiversidade do Cerrado, minimizando o risco de extinção de espécies e promovendo uma maior conexão de fragmentos de habitats, demonstrando a viabilidade do equilíbrio entre o desenvolvimento econômico e a conservação da biodiversidade (COLLI *et al.*, 2020; LEMES, *et al.*, 2020).

Uma outra recomendação para estas áreas é a adoção do sistema agrossilvipastoris ou sistema lavoura-pecuária-floresta aos quais apresentam

resultados que são compatíveis com o aumento da produção de alimentos preservando remanescentes florestais (COSTA *et al.*, 2018).

Para as áreas afetadas por processos erosivos, é altamente recomendada a completa recomposição da vegetação natural. Isso se deve ao fato de que 41,5% dessas feições estão localizadas em áreas de planície fluvial e de vegetação ciliar, onde a restauração vegetal desempenha um papel fundamental na proteção contra a erosão e na conservação dessas áreas sensíveis.

4.3.6 Avanços e limitações do modelo dinâmico de zoneamento ambiental em bacia hidrográfica

A utilização do modelo dinâmico para o desenvolvimento de zoneamento ambiental em bacias hidrográficas revelou-se como uma abordagem inovadora e eficaz na gestão do território. Este tópico busca destacar os principais avanços, vantagens e limitações decorrentes da aplicação desse método dinâmico, evidenciando suas contribuições científicas e práticas.

Dentre as principais vantagens destaca-se:

1. Antecipação de mudanças: o modelo dinâmico oferece a capacidade de antecipar mudanças futuras na paisagem, proporcionando uma compreensão aprofundada dos possíveis cenários de uso da terra. Isso permite que os gestores e pesquisadores identifiquem tendências e façam escolhas com maior poder de assertividade, promovendo uma abordagem proativa na tomada de decisões em estudos de planejamento ambiental. Pode-se citar como exemplo o emprego da simulação de cenários futuros como auxílio a gestão no uso da terra relacionado ao equilíbrio entre a expansão urbana e a preservação de recursos naturais (TARIQ; MUMTAZ, 2023) e a elaboração de planos de uso da terra para o controle do aumento de terras cultivadas em detrimento a redução de vegetações naturais com base no estabelecimento de diretrizes para proteção aos serviços ecossistêmicos (MWABUMBA *et al.* 2022).

2. Resposta a mudanças contínuas: ao considerar a dinâmica temporal, o modelo dinâmico possibilita a avaliação dos efeitos ao longo do tempo, permitindo uma análise ampliada das interações entre uso da terra e fragilidade ambiental. Isso é fundamental em um contexto de mudanças climáticas e pressões antropogênicas em evolução constante. Nesse contexto, o

monitoramento das alterações nas taxas de entrega de sedimentos decorrentes de alterações na cobertura vegetal poderá contribuir para evitar danos locais e regionais decorrentes de assoreamento dos canais, aumento das frequências e intensidades das inundações, dentre outras alterações no regime hidrológico. Este monitoramento e consequente contenção de danos pode acarretar em benefícios diretos ao ambiente, reduzindo os impactos prejudiciais provocados pela quantidade de sedimentos aos serviços ecossistêmicos, reduzindo a carga dos rios e custos associados a danos ambientais (COLLINS; ZHANG, 2016).

3. Aperfeiçoamento das estratégias de conservação: com a análise de cenários futuros, o modelo dinâmico auxilia na otimização das estratégias de conservação e preservação, direcionando recursos e esforços para áreas que enfrentarão maiores desafios. Isso contribui para uma alocação mais eficiente dos recursos e para a elaboração de políticas públicas mais embasadas. Além do cenário de tendência dos negócios atuais, esta abordagem possibilita o desenvolvimento de diferentes cenários preditivos de uso e cobertura da terra. A confrontação de cenários de proteção ecológica com os de tendência dos negócios atuais poderá ampliar as possibilidades de tomadas de decisão em ações de planejamento e gestão ambiental.

4. Avaliação de impactos e tomada de decisões: a capacidade de prever os possíveis impactos das mudanças no uso da terra permite que as partes interessadas avaliem os riscos e benefícios de diferentes cenários. Isso facilita a tomada de decisões que equilibram objetivos socioeconômicos e ambientais.

4.3.7 Limitações e Desafios

1- Complexidade na modelagem: a abordagem dinâmica exige a integração de diversos dados e parâmetros, o que pode aumentar a complexidade da modelagem, sobretudo no que se refere a calibração do modelo. Isso pode ser um desafio para a obtenção de resultados precisos e para a interpretação adequada das interações entre as variáveis. A grande dificuldade no processo de obtenção das variáveis explicativas está pautada no entendimento das forças motrizes de mudanças na paisagem. Contudo, a complexidade ocorre quando não há agentes bem definidos ou quando estes são baseados em características de cunho econômico.

2- Incertezas nos cenários futuros: a previsão de cenários futuros está sujeita a incertezas, especialmente em relação a fatores como mudanças climáticas e tomada de decisões humanas, em diferentes contextos políticos, por exemplo. Isso pode afetar a confiabilidade das projeções e requer a aplicação de abordagens robustas para lidar com essa variabilidade.

3- Requerimentos de dados e recursos: a implementação adequada do modelo dinâmico demanda dados detalhados e atualizados, bem como recursos computacionais robustos. A disponibilidade e qualidade desses recursos podem influenciar a viabilidade e a precisão do processo de modelagem.

Em última análise, a escolha entre zoneamento dinâmico e estático depende do contexto específico e dos objetivos da gestão territorial. Enquanto o zoneamento estático pode ser adequado para situações mais previsíveis, o zoneamento dinâmico oferece uma abordagem mais abrangente e adaptável para cenários complexos e em constante mudança. A integração de ambos os enfoques pode ser uma estratégia promissora para maximizar os benefícios e mitigar as limitações de cada um.

4.4 CONCLUSÃO

O desenvolvimento de uma primeira aproximação a proposta de zoneamento ambiental dinâmico demonstrou-se promissora por permitir a antecipação de impactos relacionados as mudanças no uso e cobertura da terra.

A aplicação do modelo de fragilidade ambiental associado a RUSLE, permitiu um entendimento do ambiente de forma qualitativa e quantitativa. Foi possível esta relação para o emprego na proposta de zoneamento ambiental e conseqüente ordenamento territorial pois indicou-se áreas que poderiam apresentar altas fragilidades, mas, contudo, apresentavam baixa perda de solo. Neste contexto, a taxa de tolerância a perda de solo foi empregada para representar o desequilíbrio em determinadas localidades, acarretando em uma perda de solo acima do limiar, impactando em prejuízos ao ambiente.

Nota-se na literatura toda a discussão acerca dos impactos e benefícios do plantio de eucalipto, em seus aspectos sociais, econômicos e ambientais. Desta forma, a proposta de zoneamento procurou subsidiar o desenvolvimento social, alicerçado a manutenção da qualidade ambiental.

Por fim, o emprego do modelo dinâmico para proposta de zoneamento ambiental deve-se levar em conta os interesses, necessidades e contexto específico para a gestão do território.

4.5 REFERÊNCIAS

ABDELKARIM, A.; ALOGAYELL, H. M.; ALKADI, I. I.; YOUSSEF, I. Spatial-temporal prediction model for land cover of the rural-urban continuum axis between Ar-Riyadh and Al-Kharj cities in KSA in the year of 2030 using the integration of CA-Markov model, GIS-MCA, and AHP. **Applied Geomatics**, v. 14, n. 3, p. 501-525, 2022.

ABURAS, M. M.; HO, Y. M.; RAMLI, M F.; ASH'AARI, Z. H. Improving the capability of an integrated CA-Markov model to simulate spatio-temporal urban growth trends using an Analytical Hierarchy Process and Frequency Ratio. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 59, p. 65-78, 2017.

ALVES, W. S.; MARTINS, A. P.; PÔSSA, É. M.; MOURA, D. M. B.; MORAIS, W. A.; FERREIRA, R. S.; SANTOS, L. N. S. Geotechnologies applied in the analysis of land use and land cover (LULC) transition in a hydrographic basin in the Brazilian Cerrado. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 22, p. 100495, 2021.

AMENU, B. T. Review on impact of eucalyptus plantation on the soil. **International Journal of Scientific Research in Civil Engineering**, v. 2, p. 37-43, 2017.

ANDRADE, R. G.; BOLFE, E. L.; CASTRO VICTORIA, D.; NOGUEIRA, S. F. Avaliação das condições de pastagens no cerrado brasileiro por meio de geotecnologias. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, v. 7, n. 1, 2017.

ARAYA, Y. H.; CABRAL, P. Analysis and modeling of urban land cover change in Setúbal and Sesimbra, Portugal. **Remote Sensing**, v. 2, n. 6, p. 1549-1563, 2010.

BACANI, V. M.; LUCHIARI, A. Geoprocessamento aplicado ao zoneamento ambiental da bacia do alto rio Coxim-MS. **GEOUSP Espaço e Tempo (Online)**, v. 18, n. 1, p. 184-197, 2014.

BACANI, V. M.; SAKAMOTO, A. Y.; QUÉNOL, H.; VANNIER, C.; CORGNE, S. Markov chains-cellular automata modeling and multicriteria analysis of land cover change in the Lower Nhecolândia subregion of the Brazilian Pantanal wetland. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 10, 2016.

BAYLE, G. K. Ecological and social impacts of eucalyptus tree plantation on the environment. **Journal of Biodiversity Conservation and Bioresource Management**, v. 5, n. 1, p. 93-104, 2019.

BERNARDES JUNIOR, E. J.; ROCHA, E. C.; JESUS, F. G.; OLIVEIRA, M. A.; ARAUJO, M. S. Dry forest fragmentation in Brazilian cerrado and its effects on communities of ground foraging ants. **Florida Entomologist**, v. 103, n. 3, p. 384-391, 2020.

BERTOL, I.; ALMEIDA, J. A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do Estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 657-668, 2000.

BISPO, G. B.; SANTOS, R. F.; POMPEO, M. L.; FERRAZ, S. F. B.; RODRIGUES, C. B.; BRENTAN, B. M. The effects of natural forest and eucalyptus plantations on seven water-related ecosystem services in Cerrado landscapes. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 21, n. 1, p. 41-51, 2023.

BORSELLI, L.; CASSI, P.; TORRI, D. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: a GIS and field numerical assessment. **Catena**, v. 75, n. 3, p. 268-277, 2008.

CÂNDIDO, B. M.; SILVA, M. K. N.; CURTI, N.; BATISTA, P. V. G. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na bacia do rio Paraná, no leste do Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 1565-1575, 2014.

CANDIOTTO, L. Z. P.; VARGAS, F. A. Principais alterações no novo código florestal brasileiro e os potenciais impactos ao meio ambiente. **OBSERVATORIUM: Revista Eletrônica de Geografia**, v.9, n.22, p. 181-207, mai./ago. 2018.

CASTRO, R. M.; ALVES, W. S.; OLIVEIRA MARCIONILIO, S. M. L.; MOURA, D. M. B., OLIVEIRA, D. M. S. Soil losses related to land use and rainfall seasonality in a watershed in the Brazilian Cerrado. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 119, p. 104020, 2022.

COELHO, M. L. S.; GOUVÊA, T. P.; CLEMENTE, M. A.; SOUZA, M. M. Effect of forest fragment size on Polistinae (Hymenoptera, Vespidae) in a transitional area of Cerrado and Atlantic Forest in south central Minas Gerais state, Brazil. **EntomoBrasilis**, v. 15, p. 6, 2022.

COLLI, G. R.; VIEIRA, C. R.; DIANESE, J. C. Biodiversity and conservation of the Cerrado: recent advances and old challenges. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 5, p. 1465-1475, 2020.

COLLINS, A. L.; ZHANG, Y. Exceedance of modern 'background' fine-grained sediment delivery to rivers due to current agricultural land use and uptake of water pollution mitigation options across England and Wales. **Environmental Science & Policy**, v. 61, p. 61-73, 2016.

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.

CORREA, N. F.; OLIVEIRA RIBEIRO, V.; CARVALHO, L. A.; PARANHOS FILHO, A. C.; MENDES, Y. S. Álgebra de Mapas na Estimativa Qualitativa de Perda de

Solo Anual por erosão hídrica laminar na Bacia do Rio Dourados, Brasil. **Terr@ Plural**, v. 16, p. 1-24, 2022.

COSTA, M. P.; SCHOENEBOOM, J. C.; OLIVEIRA, S. A.; VIÑAS, R. S.; MEDEIROS, G. A. A socio-eco-efficiency analysis of integrated and non-integrated crop-livestock-forestry systems in the Brazilian Cerrado based on LCA. **Journal of Cleaner Production**, v. 171, p. 1460-1471, 2018.

CUNHA, N. O. **Análise multitemporal da Fragilidade Ambiental da bacia hidrográfica do Córrego da Porteira no Município de Aquidauana – MS**. 2021. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campus de Aquidauana, Mato Grosso do Sul, 2021.

DABA, M. The Eucalyptus Dilemma: The Pursuit for socio-economic benefit versus environmental impacts of Eucalyptus in Ethiopia. **Journal of Natural Sciences Research**, v. 6, n. 19, p. 127-137, 2016.

DE MARIA, I. C.; DRUGOWICH, M. I.; BORTOLETTI, J. O.; VITTI, A. C.; ROSSETTO, R.; FONTES, J. L.; TCATCHENCO, J.; MARGATHO, S. M. F. **Recomendações gerais para a conservação do solo na cultura da cana-de-açúcar**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2016, 100 p. online (Série Tecnologia APTA. Boletim Técnico IAC, 216).

DEMARCHI, J. C. **Geotecnologias aplicadas à estimativa de perdas de solo por erosão hídrica na sub-bacia do Ribeirão das Perobas, município de Santa Cruz do Rio Pardo – SP**. 2012. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2012.

DESTA, T. T.; TEKLEMARIAM, H.; MULUGETA, T. Insights of smallholder farmers on the trade-offs of eucalyptus plantation. **Environmental Challenges**, v. 10, p. 100663, 2023.

DUDLEY, N.; GONZALES, E.; HALLET, J. G.; KEENLEYSIDE, K.; MUMBA, M. he UN Decade on Ecosystem Restoration (2021–2030): what can protected areas contribute? **Parks**, v. 26, n. 26, p. 111-117, 2020.

EI HAJ, F. A.; OUADIF, L.; AKHSSAS, A. Simulating and predicting future land-use/land cover trends using CA – Markov and LCM models. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 7, 2023.

ESPRIELLA, M. C.; LECOURS, V. C.; FREDERICJ, P. V.; CAMP, E.; WILKINSON, B. Quantifying intertidal habitat relative coverage in a Florida estuary using UAS imagery and GEOBIA. **Remote Sensing**, v. 12, n. 4, p. 677, 2020.

EXELIS. Exelis Visual Information Solutions, ENVI, versão 5.3. Boulder, Colorado, 2019.

FITAWOK, M. B.; DERUDDER, B.; MINALE, A. S.; VAN PASSEL, S.; ADGO, E.; NYSSSEN, J. Modeling the impact of urbanization on land-use change in Bahir

Dar City, Ethiopia: An integrated cellular Automata–Markov Chain Approach. **Land**, v. 9, n. 4, p. 115, 2020.

FONSECA, S. R. **Monocultivo de eucalipto, relações de trabalho e os caminhos da resistência camponesa no Assentamento São Joaquim (MS)**. 2014. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Grande Dourados, UFGD, Dourados, MS. 147 f. 2014.

FRANCELINO, M. R.; REZENDE, E. M.; SILVA, L. D. B. Proposta de metodologia para zoneamento ambiental de plantio de eucalipto. **Cerne**, v. 18, p. 275-283, 2012.

Fu, F.; Deng, S.; Wu, D.; Liu, W.; Bai, Z. Research on the spatiotemporal evolution of land use landscape pattern in a county area based on CA-Markov model. **Sustainable Cities and Society**, v. 80, p. 103760, 2022.

GALDINO, S. **Estimativa da perda de terra sob pastagens cultivadas em solos arenosos da bacia hidrográfica do alto taquari – MS/MT**. 2012. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas, SP. 2012.

Ghalehtimouri, K. J.; Shamsoddini, A.; Mousavi, M. N.; Ros, F. B. C.; Khedmatzadeh, A. Predicting spatial and decadal of land use and land cover change using integrated cellular automata Markov chain model based scenarios (2019–2049) Zarriné-Rūd River Basin in Iran. **Environmental Challenges**, v. 6, p. 100399, 2022.

GOMES, R. C.; OLIVEIRA, V. P. V. Normas de proteção e suas implicações na planície fluvial do rio Santa Cruz, Sertões de Crateús/CE-Brasil entre 1985 a 2019. **Geosul**, v. 38, n. 87, p. 450-479, 2023.

GOMIDE, José Alberto; GOMIDE, CA de M. Utilização e manejo de pastagens. **Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, v. 38, p. 808-825, 2001.

HABIBULLAH, M. S.; DIN, B. H.; TAN, S. H.; ZAHID, H. Impact of climate change on biodiversity loss: global evidence. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 1, p. 1073-1086, 2022.

HAMAD, R.; BALZTER, H.; KOLO, K. Predicting land use/land cover changes using a CA-Markov model under two different scenarios. **Sustainability**, v. 10, n. 10, p. 3421, 2018.

HAMEL, P.; FALINSKI, K.; SHARP, R.; AUERBACH, D. A.; CANALES, M. S.; FRANK, P. J. D. Sediment delivery modeling in practice: Comparing the effects of watershed characteristics and data resolution across hydroclimatic regions. **Science of the Total Environment**, v. 580, p. 1381-1388, 2017.

HAO, L.; HE, S.; ZHOU, J.; ZHAO, Q.; LU, X. Prediction of the landscape pattern of the Yancheng Coastal Wetland, China, based on XGBoost and the MCE-CA-Markov model. **Ecological Indicators**, v. 145, 2022.

HAO, L.; HE, S.; ZHOU, J.; ZHAO, Q.; LU, X. Prediction of the landscape pattern of the Yancheng Coastal Wetland, China, based on XGBoost and the MCE-CA-Markov model. **Ecological Indicators**, v. 145, p. 109735, 2022.

HOFMANN, G. S.; CARDOSO, M. F.; ALVES, R. J.; WEBER, E. J.; BARBOSA, A. A.; DE TOLEDO, P. M.; DE OLIVEIRA, L. F. The Brazilian Cerrado is becoming hotter and drier. **Global Change Biology**, v. 27, n. 17, p. 4060-4073, 2021.

HOSSAIN, M. D.; CHEN, D. Segmentation for Object-Based Image Analysis (OBIA): A review of algorithms and challenges from remote sensing perspective. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 150, p. 115-134, 2019.

JAKUBÍNSKÝ, J.; PROKOPOVÁ, M.; RAŠKA, P.; SALVATI, L.; BEZAK, N.; CUDLÍN, O.; LEPEŠKA, T. Managing floodplains using nature-based solutions to support multiple ecosystem functions and services. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, v. 8, n. 5, p. e1545, 2021.

KUDLAVICZ, M. **Dinâmica Agrária e a Territorialização do complexo celulose/papel na Microrregião de Três Lagoas/MS**. 2011 Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Três Lagoas, MS.

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

LEMES, L.; ALVES, A. F.; LOIOLA, R. Spatial priorities for agricultural development in the Brazilian Cerrado: may economy and conservation coexist? **Biodiversity and Conservation**, v. 29, p. 1683-1700, 2020.

LIMA, C. G. R.; BACANI, V. M.; MONTANARI, R.; VICK, E. P.; FERREIRA, C. C.; SILVA, E. R. S. INDIRECT METHODOLOGIES FOR MEASURING SOIL ERODIBILITY AND CHARACTERIZING ITS SPATIAL VARIABILITY. **Mercator-Revista de Geografia da UFC**, v. 20, n. 2, 2021.

LIMA, G. D.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA, M. E. Modelagem da perda superficial de solo para cenários de agricultura e pastagem na região metropolitana de Goiânia. RBC. **Revista Brasileira de Cartografia (Online)**, v. 70, p. 1510-1536, 2018.

MAHLI, G. S.; KAUR, M.; KAUSHIK, P. Impact of climate change on agriculture and its mitigation strategies: A review. **Sustainability**, v. 13, n. 3, p. 1318, 2021.

MARTINS, S. G.; SILVA, M. L. N.; AVANZI, J. C.; CURI, N. FONSECA, S. Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do Espírito Santo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 87, p. 517-526, set. 2010.

Mathewos, M.; Lencha, S. M.; & Tsegaye, M. Land use and land cover change assessment and future predictions in the Matenchose Watershed, Rift Valley Basin, using CA-Markov simulation. **Land**, v. 11, n. 10, p. 1632, 2022.

MELLO, C. R. D.; SÁ, M. A. C.D.; CURI, N.; MELLO, J. M. D.; VIOLA, M. R.; SILVA, A. M. D. Erosividade mensal e anual da chuva no Estado de Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 537-545, 2007.

MEMARIAN, H.; BALASUNDRAM, S. K.; ABBASPOUR, K. C.; TALIB, J. B.; BOON SUNG, C. T.; SOOD, A. M. SWAT-based hydrological modelling of tropical land-use scenarios. **Hydrological sciences journal**, v. 59, n. 10, p. 1808-1829, 2014.

MENGISTU, B.; AMAYU, F.; BEKELE, W.; DIBABA, Z. Effects of Eucalyptus species plantations and crop land on selected soil properties. **Geology, Ecology, and Ladsapes**, v. 6, n. 4, p. 277-285, 2022.

MENNIGEL, A. R.; CARVALHO, M. O.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G. The expansion of Brazilian agriculture: soil erosion scenarios. **International Soil and Water Conservation Research**, v.1, p. 37-48, 2013.

MIHI, A. Dynamic simulation of future date palm plantation (Phoenix dactylifera L.) growth using CA–Markov model and FAO-LCCS data in Algerian dryland oases desert. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 8, n. 3, p. 3215-3230, 2022.

MOGES, D. M.; KMOCH, A.; BHAT, H. G.; UUEMAA, E. Future soil loss in highland Ethiopia under changing climate and land use. **Regional Environmental Change**, v. 20, p. 1-14, 2020.

MOHAMED. M. A.; ANDERS, J.; SCHNEIDER, C. Monitoring of changes in land use/land cover in Syria from 2010 to 2018 using multitemporal landsat imagery and GIS. **Land**, v. 9, n. 7, p. 226, 2020.

MONDAL, M. S.; SHARMA, N.; KAPPAS, M. GANG, P. K. Cellular automata (CA) contiguity filters impacts on ca Markov modeling of land use land cover change predictions results. **The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v. 43, p. 1585-1591, 2020.

MONDAL, M. S.; SHARMA, N.; KAPPAS, M.; GARG, P. K. Ca Markov modeling of land use land cover dynamics and sensitivity analysis to identify sensitive parameter (S). **The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v. 42, p. 723-729, 2019.

MORADI, F.; KABOLI, H. S.; LASHKARARA, B. Projection of future land use/cover change in the Izeh-Pyon Plain of Iran using CA-Markov model. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 13, p. 1-17, 2020.

MORTON, J. F. The impact of climate change on smallholder and subsistence agriculture. **Proceedings of the national academy of sciences**, v. 104, n. 50, p. 19680-19685, 2007.

MWABUMBA, M.; YADAV, B. K.; RWIZA, M. J.; LARBI, I.; TWISA, S. Analysis of land use and land-cover pattern to monitor dynamics of Ngorongoro world heritage site (Tanzania) using hybrid cellular automata-Markov model. **Current Research in Environmental Sustainability**, v. 4, p. 100126, 2022.

NATH, B.; WANG, Z.; GE, Y.; ISLAM, K.; SINGH, R. P.; NIU, Z. Land Use and Land Cover Change Modeling and Future Potential Landscape Risk Assessment Using Markov-CA Model and Analytical Hierarchy Process. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 9, n. 2, p. 134, 2020.

OLIVEIRA, P. T. S.; SOBRINHO, T. A.; RODRIGUES, D. B. B.; PANACHUKI, E. Erosion risk mapping Applied to environmental zoning. **Water Resources Management**, v. 25, p. 1021-1036, 2011.

OLIVEIRA, P. T.; RODRIGUES, D. B.; SOBRINHO, T. A.; CARVALHO, D. F. D.; PANACHUKI, E. Spatial variability of the rainfall erosive potential in the state of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Engenharia Agrícola**, v. 32, p. 69-79, 2012.

OLIVEIRA, P. T.; RODRIGUES, D. B.; SOBRINHO, T. A.; CARVALHO, D. F. D.; PANACHUKI, E. Spatial variability of the rainfall erosive potential in the state of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Engenharia Agrícola**, v. 32, p. 69-79, 2012.

OMAR, N. Q.; SANUSI, S. A. M.; HUSSIN, W. M. W.; SAMAT, N.; MOHAMMED, K. S. Markov-CA model using analytical hierarchy process and multiregression technique. In: **IOP conference series: earth and environmental science**. IOP Publishing, 2014. p. 012008.

RÄSÄNEN, T. A.; TÄHTIKARHU, M.; UUSI-KÄMPPÄ, J.; PIIRAINEN, S.; TURTOLO, E. Evaluation of RUSLE and spatial assessment of agricultural soil erosion in Finland. **Geoderma Regional**, v. 32, 2023.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; McCOOL, D. K.; YODER, D. C. **Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning With the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook, nº 703, 404 pp. 1997.

RIMAL, B.; SHARMA, R.; KUNWAR, R.; KESHTKAR, H.; STORK, N. E.; RIJAL, S.; RAHMAN, S. A.; BARAL, H. Effects of land use and land cover change on ecosystem services in the Koshi River Basin, Eastern Nepal. **Ecosystem services**, v. 38, p. 100963, 2019.

ROCHA, G. F.; FERREIRA JUNIOR, L. G.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA, M. E. Detecção de desmatamentos no bioma Cerrado entre 2002 e 2009: padrões, tendências e impactos. **Revista Brasileira de Cartografia**, nº 63/03, 2011.

ROSS, J. L. S. **Ecogeografia do Brasil: subsídios para o planejamento ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2006.

SALMONA, Y. B.; MATRICARDI, E. A. T.; SKOLE, D. L.; SILVA, J. F. A.; COELHO FILHO, O. D. A.; PEDLOWSKI, M. A.; SOUZA, S. A. D. A Worrying Future for River Flows in the Brazilian Cerrado Provoked by Land Use and Climate Changes. **Sustainability**, v. 15, n. 5, p. 4251, 2023.

SAMIE, B.; DENG, X.; JIA, S.; CHEN, D. Scenario-based simulation on dynamics of land-use-land-cover change in Punjab Province, Pakistan. **Sustainability**, v. 9, n. 8, p. 1285, 2017.

SANG, L.; ZHANG, C.; YANG, J.; ZHU, D.; YUN, W. Simulation of land use spatial pattern of towns and villages based on CA-Markov model. **Mathematical and Computer Modelling**, v. 54, n. 3-4, p. 938-343, 2011.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Mapeamento de Cobertura Vegetal do Bioma Cerrado. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2008.

SANO, E. E.; ROSA, R.; SCARAMUZZA, C. A. D. M.; ADAMI, M.; BOLFE, E. L.; COUTINHO, A. C.; BAYMA-SILVA, G. Land use dynamics in the Brazilian Cerrado in the period from 2002 to 2013. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 54, 2019.

SHARP, R.; DOUGLASS, J.; WOLNY, S.; ARKEMA, K.; BERNHARDT, J.; BIERBOWER, W.; CHAUMONT, N.; DENU, D.; FISHER, D.; GLOWINSKI, K.; GRIFFIN, R.; GUANNEL, G.; GUERRY, A.; JOHNSON, J.; HAMEL, P.; KENNEDY, C.; KIM, C.K.; LACAYO, M.; LONSDORF, E.; MANDLE, L.; ROGERS, L.; SILVER, J.; TOFT, J.; VERUTES, G.; VOGL, A. L.; WOOD, S.; WYATT, K. **InVEST 3.9.0.post0+ug.gbbfa26d.d20201215 User's Guide**. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy and World Wildlife Fund. 2020.

SHARP, R.; DOUGLASS, J.; WOLNY, S.; ARKEMA, K.; BERNHARDT, J.; BIERBOWER, W.; CHAUMONT, N.; DENU, D.; FISHER, D.; GLOWINSKI, K.; GRIFFIN, R.; GUANNEL, G.; GUERRY, A.; JOHNSON, J.; HAMEL, P.; KENNEDY, C.; KIM, C. K.; LACAYO, M.; LONSDORF, E.; MANDLE, L.; ROGERS, L.; SILVER, J.; TOFT, J.; VERUTES, G.; VOGL, A. L.; WOOD, S. E.; WYATT, K. **InVEST 3.9.0 User's Guide**. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund. 2020.

SHIVANNA, K. R. Climate change and its impact on biodiversity and human welfare. **Proceedings of the Indian National Science Academy**, v. 88, n. 2, p. 160-171, 2022.

SHU, C. B.; SHEN, Y. L.; LIU, G.; ZHANG, Q.; XU, J. H.; GUO, Z. Impacts of Eucalyptus plantation on soil and water losses in a typical small watershed in mountainous area of southern China. **Ying Yong Sheng tai xue bao= The Journal of Applied Ecology**, v. 34, n. 4, p. 1015-1023, 2023.

SILVA, C. F. A.; MEIRA, L. H.; OLIVEIRA, L. K.; SANTOS, P. R. G.; OLIVEIRA, I. K. Análise da correlação espacial entre os usuários de sistemas de transporte público e os casos de Covid-19: um estudo de caso para Recife (PE). **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, v. 16, n. 4, 2020.

SILVA, D. F.; BARBOSA NETO, M. V.; MIRANDA, M. R. B.; SILVA, J. F. L. Analysis of soil loss potential in the area of Jabotão river hydrographic basin–PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 04, p. 2025-2041, 2022.

SILVA, L. F.; CUNHA, E. R.; BACANI, V. M. Zoneamento ambiental de bacia hidrográfica ocupada por assentamento rural: estudo de caso do Córrego Indaiá-MS. **Geografia Ensino & Pesquisa**, p. e11-e11, 2018.

SILVA, M. A.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; AVANZI, J. C.; LEITE, F. P. Sistemas de manejo em plantios florestais de Eucalipto e Perdas de solo e água na região do Vale do Rio Doce, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 4, p. 765—776, out. -dez., 2011.

SILVA; L. C. N.; BACANI, V. M. Simulação de cenários de fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do Rio da Prata, MS, utilizando o modelo de Cadeias Markov–e autômatos celulares. **Geosul**, v. 38, n. 85, p. 184-207, 2023.

SINGH, S. K.; LAARI, P. B.; MUSTAK, S. K.; SRIVASTAVA, P. K. SZABÓ, S. Modelling of land use land cover change using earth observation data-sets of Tons River Basin, Madhya Pradesh, India. **Geocarto international**, v. 33, n. 11, p. 1202-1222, 2018.

SUM, D.; ZHANG, W.; LIN, Y.; LIU, Z.; SHEN, W.; ZHOU, L.; RAO, Z.; LIU, S.; CAI, X.; HE, D.; FU, S. Soil erosion and water retention varies with plantation type and age. **Forest Ecology and Management**, v. 422, p. 1-10, 2018.

SUNDER, S. S. The ecological, economic and social effects of Eucalyptus. In: **Proceedings of the regional expert consultation on eucalyptus**. FAO Rome Italy, 1993.

TALUKDER, B.; VAN LOON, G. W.; HIPEL, K. W., CHIOTHA, S.; & ORBINSKI, J. Health impacts of climate change on smallholder farmers. **One Health**, v. 13, p. 100258, 2021.

TARIQ, A.; MUMTAZ, F. A series of spatio-temporal analyses and predicting modeling of land use and land cover changes using an integrated Markov chain and cellular automata models. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 16, p. 47470-47484, 2023.

TARIQ, A.; SHU, H. CA-Markov chain analysis of seasonal land surface temperature and land use land cover change using optical multi-temporal satellite data of Faisalabad, Pakistan. **Remote Sensing**, v. 12, n. 20, p. 3402, 2020.

TEIXEIRA, D. B. S. **Erosividade da chuva no estado de São Paulo com base em séries sintéticas de dados pluviográficos**. 2019. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Meteorologia Aplicada, Universidade Federal de Viçosa, 2019.

TETILA, E. C.; TETILA, J. L. C.; PISTORI, H.; SILVA, M. A. B. F. D. Desafios do modelo de desenvolvimento agrícola do estado de Mato Grosso do Sul: uma proposta para o desenvolvimento sustentável. **Interações (Campo Grande)**, v. 21, p. 615-632, 2020.

TRIMBLE GEOSPATIAL. Software eCognition Developer 9.2. Disponível em: <http://www.ecognition.com/suite/ecognition-developer>. Acesso em: 16, abr. 2015.

TSEGAYE, B. Effect of land use and land cover changes on soil erosion in Ethiopia. **International Journal of Agricultural Science and Food Technology**, v. 5, n. 1, p. 026-034, 2019.

USGS, United States Geological Survey. USGS EROS Archive – Digital Elevation – Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) Non-Void Filled. July 30, 2018. Disponível em: https://www.usgs.gov/centers/eros/science/usgs-eros-archive-digital-elevation-shuttle-radar-topography-mission-srtm-non?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects. Acesso em: 07 jul. 2021.

VAN HUONG, N.; MINH NGUYET, B. T.; VAN HUNG, H.; MINH DUC, H.; VAN CHUONG, N.; DO TRI, M.; VAN HIEN, P. Economic impact of climate change on agriculture: a case of Vietnam. **AgBioForum**, v. 24, 2022.

VICK, E. P. **Análise multitemporal e modelagem preditiva das mudanças no uso da terra e cobertura vegetal na bacia hidrográfica do rio Pântano-MS**. 2019. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Três Lagoas, MS.

VIGIAK, O.; BORSELLI, L.; NEWHAM, L. T. H.; MCINNES, J.; ROBERTS, A. M. Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. **Geomorphology**, 138, 74–88, 2012.

WANG, X.; GAO, X.; ZHANG, Y.; FEI, X.; CHEN, Z.; WANG, J.; ZHAO, H. Land-cover classification of coastal wetlands using the RF algorithm for Worldview-2 and Landsat 8 images. **Remote Sensing**, v. 11, n. 16, p. 1927, 2019.

YAMAM, M. M; HAILU, L. Effects of Eucalyptus plantation on Environment and water resource. **International Journal of Advanced Research in Biological Sciences**, n.9, p. 156-163, 2022.

ZHOU, L.; DANG, X.; SUN, Q.; WANG, S. Multi0scenario simulation of urban land change in Shanghai by Random Forest and CA-Markov model. **Sustainable Cities and Society**, v. 55, 2020.

5. CONCLUSÃO GERAL

O presente trabalho confirma a hipótese levantada sobre a criação de uma proposta de zoneamento ambiental dinâmica pautada no modelo CA-Markov e análise multicritérios.

A proposta de fragilidade ambiental utilizando variáveis morfométricas em conjunto com a rugosidade do relevo obteve importante contribuição para análise dos ambientes, agregando à compreensão de áreas frágeis a ocorrência de processos erosivos, a identificação de áreas mais propensas a processos de inundação em períodos normais de precipitação, aliando estes dados com a delimitação de áreas de planície fluvial.

O método de validação dos modelos empregando do índice de Moran revelou que o modelo 4 (proposta de fragilidade utilizando variáveis morfométricas) é o que melhor reflete o ambiente na área de estudo, sugerindo melhor desempenho para ações subsidiárias zoneamento ambiental com características semelhantes a BHRP.

A proposta de zoneamento ambiental dinâmico apresenta como pontos positivos a possibilidade de antecipar as mudanças, favorecendo assim melhores discussões acerca da evolução de estratégias para a conservação e promoção do desenvolvimento sustentável, buscando um equilíbrio entre os aspectos ambientais, sociais e econômicos.

A complexidade da modelagem, especialmente relacionada a adoção de variáveis explicativas ou datas chaves para predição são fatores fundamentais a serem estudados.

Por fim, a utilização de cenários alternativos (conservação ou degradação) aos determinísticos probabilísticos podem ser o caminho a ser explorado, enriquecendo a análise sobre o ambiente e subsidiando a propostas de gestão.