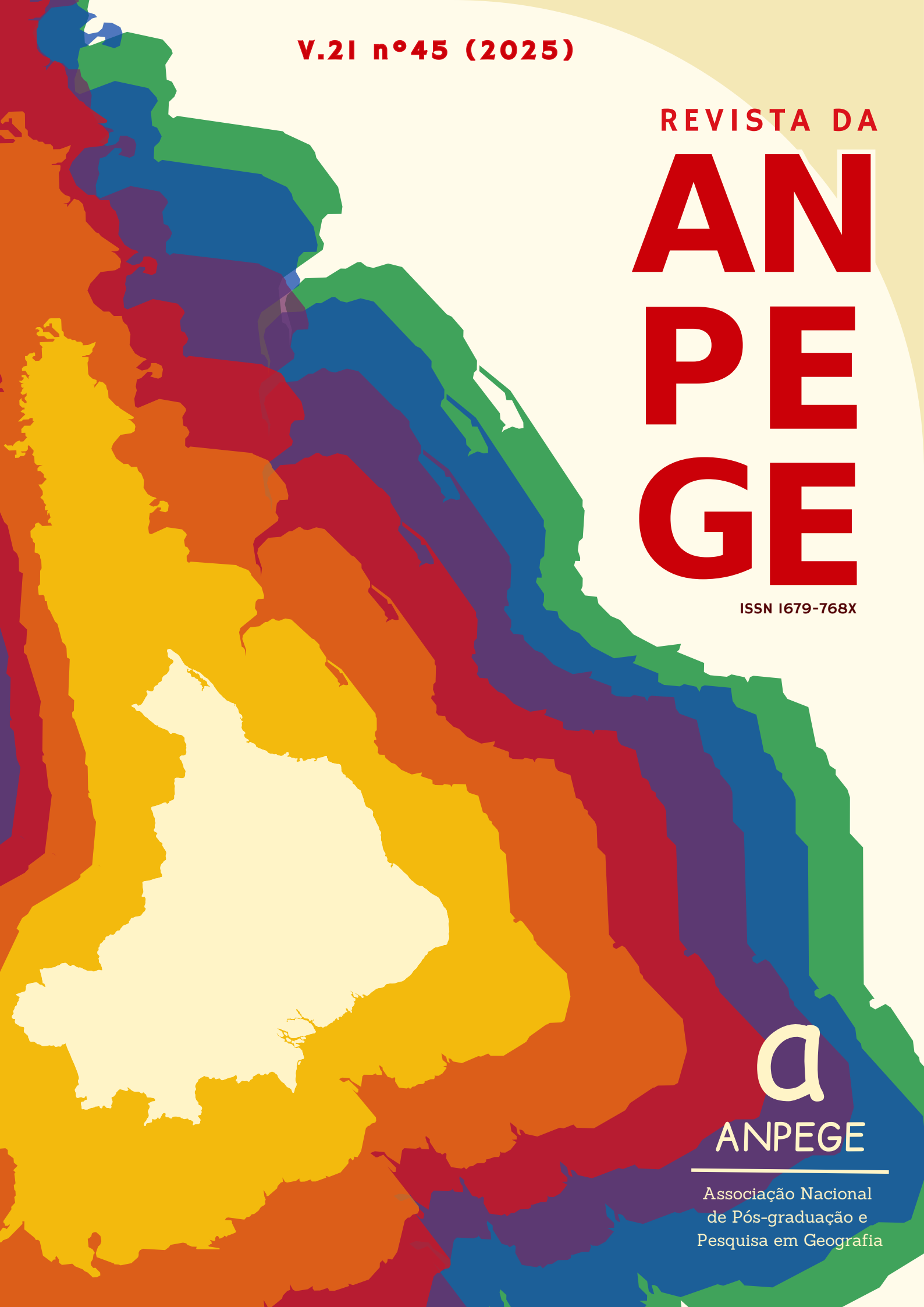
V.21 nº45 (2025)

REVISTA DA ANPEGE

ISSN 1679-768X



ANPEGE

Associação Nacional
de Pós-graduação e
Pesquisa em Geografia

REVISTA DA
ANPEGE



DOSSIÊ AMAZÔNIA, AMAZÔNIAS

Modelagem ambiental aplicada à simulação de cenários de vulnerabilidade da paisagem na bacia hidrográfica do Igarapé Jarauá, Alvarães, Amazonas

Environmental modeling applied to simulation of scenarios of landscape vulnerability in the igarapé Jarauá River Basin, Alvarães, Amazonas

Modelación ambiental para simulación de escenarios de vulnerabilidad del paisaje en la cuenca hidrografica de igarapé Jarauá, Alvarães, Amazonas

DOI: 10.5418/ra2025.v21i45.19320

JOÃO CÂNDIDO ANDRÉ DA SILVA NETO
Universidade Federal do Amazonas (UFAM)

DIEGO RODRIGUES MACEDO
Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

NATACHA CÍNTIA REGINA ALEIXO
Universidade Federal do Amazonas (UFAM)

V.21 n°45 (2025)
e-issn : 1679-768X

RESUMO: O objetivo do presente trabalho foi analisar a influência das estimativas de desmatamento nos graus de vulnerabilidade da paisagem na bacia hidrográfica do Igarapé Jarauá, no município de Alvarães, Amazonas, para os anos de 2010, 2020, 2030, 2040 e 2050. Foram utilizados dados ambientais do IBGE, CPRM, INPE, ANA e MapBiomas, integrados em ambiente SIG (QGIS), com simulações de desmatamento realizadas no Dinâmica EGO e ponderação de variáveis com método AHP. Os resultados mostraram redução das classes de vulnerabilidade Baixa, de 36,7% para 31,1%, e Moderada, de 62% para 59,1%, acompanhada do aumento das classes Alta, de 1,16% para 9,49%, e Muito Alta, de 0,05% para 0,28%. Essa mudança reflete o avanço do desmatamento, estimado em 638 ha em 2010, 2.370 ha em 2020 e até 5.215 ha projetados para 2050, sobretudo relacionado à expansão urbana e agropecuária.
Palavras-chave: Amazonas; vulnerabilidade; paisagem; desmatamento; modelagem.

ABSTRACT: This survey aimed was to analyze the influence of deforestation estimates on landscape vulnerability levels in the Igarapé Jarauá watershed, located in the municipality of Alvarães, Amazonas, for the years 2010, 2020, 2030, 2040, and 2050. Environmental data from IBGE, CPRM, INPE, ANA, and MapBiomas were integrated into a GIS environment (QGIS), with deforestation simulations performed in Dinâmica EGO and variable weighting using the AHP method. Results showed a reduction in Low vulnerability classes, from 36.7% to 31.1%, and Moderate, from 62% to 59.1%, along with an increase in High, from 1.16% to 9.49%, and Very High, from 0.05% to 0.28%. This shift reflects advancing deforestation, estimated at 638 ha in 2010, 2,370 ha in 2020, and projected to reach 5,215 ha in 2050, mainly linked to urban and agricultural expansion.
Keywords: Amazon; vulnerability; landscape; deforestation; modeling.

RESUMEN: El objetivo del presente trabajo fue analizar la influencia de las estimaciones de deforestación en los grados de vulnerabilidad del paisaje en la cuenca hidrográfica del Igarapé Jarauá, en el municipio de Alvarães, Amazonas, para los años 2010, 2020, 2030, 2040 y 2050. Se integraron datos

Licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional. CC BY - permite que outros distribuam, remixem, adaptem e criem a partir do seu trabalho, mesmo para fins comerciais, desde que lhe atribuam o devido crédito pela criação original.

ambientales del IBGE, CPRM, INPE, ANA y MapBiomas en un entorno SIG (QGIS), con simulaciones de deforestación realizadas en Dinámica EGO y ponderación de variables mediante el método AHP. Los resultados mostraron una reducción de las clases de vulnerabilidad Baja, de 36,7% a 31,1%, y Moderada, de 62% a 59,1%, junto con un aumento de las clases Alta, de 1,16% a 9,49% y Muy Alta de 0,05% a 0,28%. Esta transición refleja el avance de la deforestación, estimada en 638 ha en 2010, 2.370 ha en 2020 y con proyecciones de hasta 5.215 ha en 2050, principalmente vinculada a la expansión urbana y agropecuaria.

Palabras-clave: Amazonas; vulnerabilidad; paisaje; deforestación; modelación.

INTRODUÇÃO

A floresta amazônica abriga mais de 10% da biodiversidade terrestre global e desempenha um papel crucial no clima do planeta (Flores *et al.* 2024). Armazenando uma quantidade de carbono equivalente a 15-20 anos de emissões globais de CO_2, a Amazônia atua como um sistema de resfriamento natural por meio da evapotranspiração, contribuindo para a estabilidade do clima da Terra. Além disto, estima-se que a floresta seja responsável por até 50% das chuvas na região e forneça umidade o restante da América do Sul (Flores, *et al*. 2024).

Um corpo substancial de estudos aponta que a combinação de desmatamento, alterações no regime de precipitação e aumento da frequência de secas pode conduzir a transições ecológicas abruptas, os denominados tipping points, nas quais grandes porções da floresta podem transformar-se em formações mais abertas, reduzindo drasticamente a capacidade de o bioma recuperar-se naturalmente. As estimativas e a discussão sobre limiares críticos situam-se tipicamente na faixa de 20–40% de perda de cobertura, o que enfatiza a urgência de análises locais e regionais que articulem dinâmicas territoriais e processos ambientais (Lovejoy e Nobre, 2018; Flores, *et al*. 2024).

Apesar de sua relevância ecológica e climática, Amazônia enfrenta ameaças crescentes (Fearnside, 2005). Desde a década de 1970, observa-se um desmatamento progressivo, intensificado a partir de 1991, impulsionado por atividades agropecuárias e de exploração madeireira (Fearnside, 2005; 2006). Esse processo tem transformado sistemas naturais em sistemas agrícolas, resultando em impactos socioambientais significativos, como perda de biodiversidade, intensificação dos processos erosivos, poluição hídrica e assoreamento dos rios (Fearnside, 2005). Dados do Mapbiomas mostram a interiozação do desmatamento na Amazônia, que especialmente nas últimas décadas tem ampliado as pressões sobre as paisagens naturais da região.

Essas mudanças podem levar ao "ponto de não retorno" no qual o ecossistema perde sua capacidade de resiliência e passa para um estado alternativo irreversível. Flores *et al.* (2024) alertam que este fenômeno pode ocorrer até 2050, com graves implicações para as escalas de tempo relevantes para as sociedades humanas. Nesse sentido, a abordagem da vulnerabilidade das paisagens emerge como ferramenta compreender as rupturas ecológicas e as dinâmicas de reorganização espacial resultante das pressões antrópicas que se materializam na paisagem, podendo impactar diretamente as populações que ali vivem (Silva Neto e Aleixo, 2016).

A análise da vulnerabilidade da paisagem constitui aqui um eixo interpretativo para relacionar as mudanças de uso da terra às suscetibilidades físicas (solos, geologia, relevo, erosividade) e sociais (pressões antrópicas). Assim, integrar projeções de desmatamento a matrizes de vulnerabilidade permite mapear não apenas onde ocorrerá alteração de cobertura, mas onde essas alterações produzirão maior risco de degradação irreversível e maiores impactos sobre populações locais. (Turner et al., 2003; IPCC, 2014).

A análise da paisagem, enquanto categoria da Geografia, permite integrar elementos físicos, naturais e tecnificados, oferecendo subsídios para o desenvolvimento de modelos de simulação que projetam cenários futuros do uso da terra (Soares Filho*, et al.*, 2007). Esses modelos ao considerar fatores como como clima, relevo, unidades litológicas e tipos de solos, associados ao uso da terra, permitem avaliar os graus de vulnerabilidade ambiental e prever os impactos das transformações territoriais e suas projeções futuras.

Nesse contexto, abordagens de modelagem ambiental e de simulação de cenários têm-se mostrado ferramentas fundamentais para compreender trajetórias possíveis de uso da terra e seus impactos sobre a vulnerabilidade das paisagens. Modelos como o Dinâmica EGO permitem integrar séries históricas de uso da terra, variáveis físico-ambientais e vetores de pressão antrópica (estradas, assentamentos, hidrografia), gerando projeções que sustentam análises prospectivas e políticas de manejo territorial. (Maeda, *et al.*, 2011; Ferreira, 2019).

Neste trabalho, tem como objetivo elaborar modelos de estimativas para desmatamento para as décadas de 2010, 2020, 2030, 2040 e 2050, e analisar sua influência nos graus de vulnerabilidade da paisagem na bacia hidrográfica do Igarapé Jarauá, localizada no município de Alvarães, região do Médio Solimões, Amazonas.

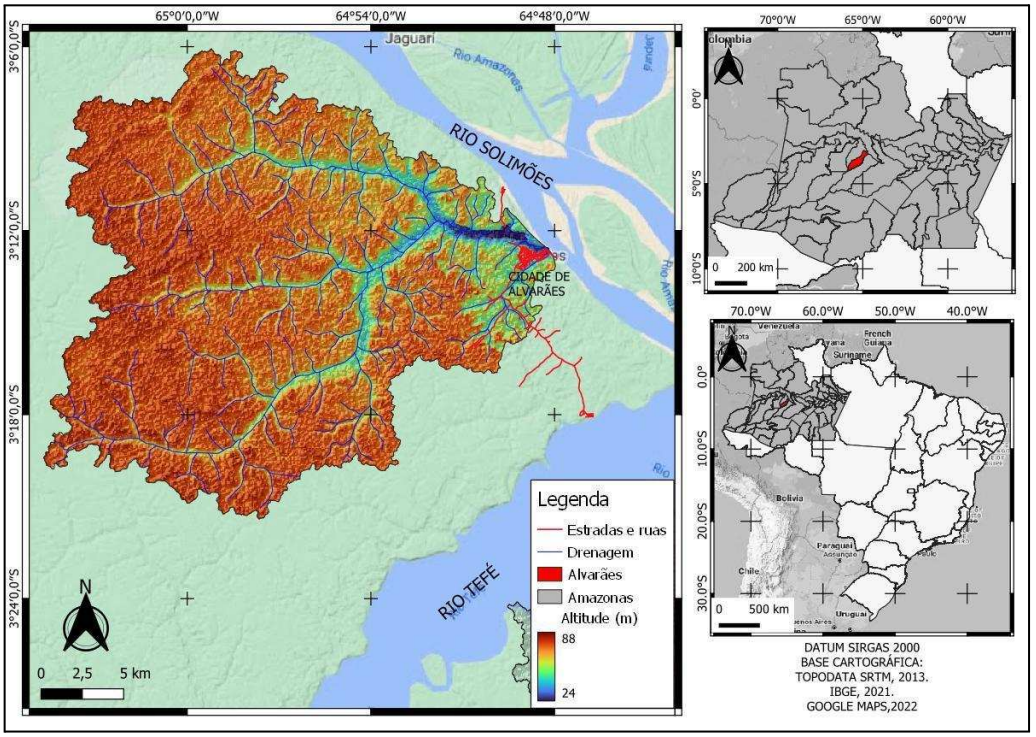
PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Caracterização da área de estudo

A área de estudo corresponde à bacia hidrográfica do Igarapé Jarauá, localizada no município de Alvarães, região do Médio Solimões no interior do Estado do Amazonas (Figura 1). Com uma população estimada de 16.000 habitantes em 2023, sendo 56% de população urbana (IBGE,

2023), o município está situado a 668 km de Manaus por via fluvial. A bacia hidrográfica abrange uma área de cerca de 53.000 hectares e está inserida na margem direita do Rio Solimões. O município, de pequeno porte e infraestrutura limitada, é dependente de cidades médias e pequenas próximas (Oliveira e Schor, 2008).

Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica do Igarapé Jarauá, Alvarães – AM.



(Organização: Autores, 2024).

Aquisição de Dados

A aquisição de dados para este estudo envolveu diversas fontes e etapas, abrangendo variáveis físico-ambientais, pluviométricas e de uso da terra. Os dados morfométricos, essenciais para a análise do relevo, foram obtidos do Projeto Topodata SRTM do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), abrangendo as informações sobre altitude, formas do terreno e declividade. Informações geológicas foram extraídas do Mapeamento Geológico do Estado do Amazonas (CPRM, 2004), enquanto os dados de solos foram consultados nos bancos de dados do IBGE (2021).

Os índices pluviométricos, fundamentais para a análise de erosividade, foram coletados no site da Agência Nacional de Águas (ANA), abrangendo uma série histórica de dados de 1992 a 2012, com dados provenientes de trinta e duas (32) estações meteorológicas distribuídas na região (Silva Neto; Aleixo, 2020).

Enfatiza-se que algumas estações apresentaram falhas de registros e lacunas temporais, assim para garantir a consistência da base, realizamos procedimentos de homogeneização (teste de dupla-massa), remoção de *outliers* e interpolação linear nos períodos de falha inferiores a 30 dias. Para

lacunas mais extensas, descartou-se a série da estação ou realizou-se a substituição com base em estações vizinhas altamente correlacionadas, conforme protocolos recomendados pela WMO (2007). Todas as séries foram convertidas para o mesmo intervalo temporal e padronizadas para assegurar comparabilidade.

Para a caracterização do uso da terra e da cobertura vegetal, utilizou-se a plataforma MapBiomas, que forneceu mapas detalhados e atualizados. Esses dados foram posteriormente integrados ao modelo de simulação para elaboração de cenários futuros, considerando as décadas de 2020 a 2050, utilizando a plataforma Dinâmica EGO.

As informações de uso e cobertura da terra foram obtidas a partir da coleção mais recente do MapBiomas do ano de 2022. A escolha dessa base deve-se a três fatores principais, a ampla cobertura temporal (1985–2022), uso consistente de imagens Landsat processadas com resolução espacial de 30 m, e ampla validação científica, com acurácia global superior a 85% (SOUZA et al., 2020). Optou-se por essa fonte em razão da disponibilidade de séries multitemporais contínuas e do detalhamento temático compatível com a modelagem espacial proposta. Todas as classes utilizadas foram harmonizadas e reprojetadas para o sistema SIRGAS 2000 - UTM Zona 20S, assegurando consistência espacial, em sistema métrico.

A erosividade das chuvas foi analisada a partir das médias mensais anuais de precipitação, conforme a equação (1) proposta por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992):

$$EI = 67,355 * \left(\frac{r^2}{P}\right)^{0,85} \quad \textbf{(1)}$$

Onde:

EI= média mensal do índice de Erosividade (MJ/ha.mm);

r = média mensal de precipitação (mm);

P = média anual de precipitação, (mm).

Para calcular a erosividade anual (R), somaram-se os índices mensais ao longo da série histórica (equação 2).

$$\mathbf{R} = \sum EI \quad \textbf{(2)}$$

Onde:

R = erosividade da chuva (MJ/ha.mm/ano);

EI = média mensal do índice de Erosividade.

Modelagem dos cenários

A elaboração de cenários com estimativas de desmatamento para as décadas de 2020, 2030, 2040 e 2050, seguiu a metodologia proposta por Soares-Filho *et al*. (2002; 2004; 2009), e em trabalhos

de Rodrigues*, et al.* (2007); Piontekowski (2014); Marques *et al*., (2022); Santos *et al*., (2022). A modelagem para desmatamento, foi elaborada no *software* DINÂMICA EGO, e pautou-se na matriz de transição entre os anos de 2015 e 2021, estabelecendo pesos de evidências com as variáveis ambientais, como altitude, declividade, distâncias de drenagens, estradas e áreas urbanas, e áreas desmatadas.

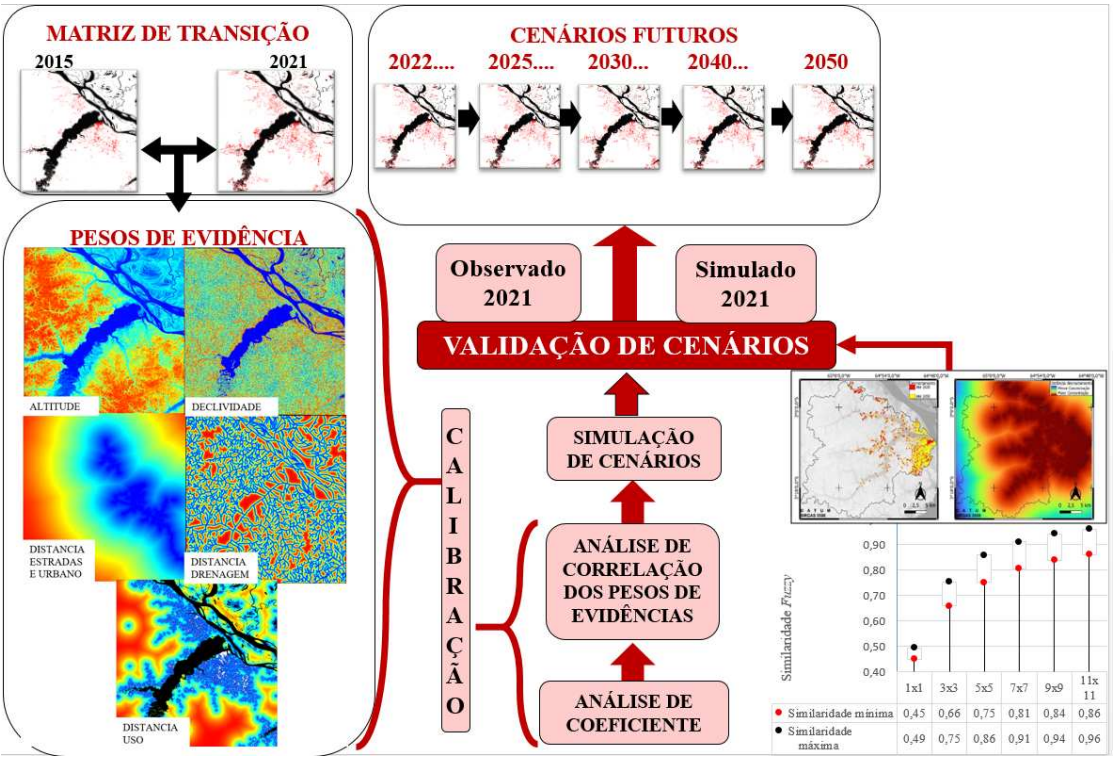
A partir do coeficiente dos pesos de evidências foi possível avaliar a correlação entre as variáveis selecionadas e o processo de desmatamento, identificando as variáveis que mais colaboram ou atuam como obstáculos ao desmatamento na área de estudo. Posteriormente realizou-se a análise de correlação entre as variáveis estáticas, como o objetivo de verificar a existência de autocorreção entre elas. O passo seguinte foi analisar as métricas da paisagem, em que se analisou o tamanho médio das manchas de desmatamentos em hectares. As métricas da paisagem descrevem o tamanho e forma das paisagens, a abundância de cada tipo de mancha e a distribuição espacial de manchas similares ou dissimilares (Couto, 2004).

Enfatiza-se que o tamanho da célula foi de 30 metros, compatível com os dados do MapBiomas, utilizando-se Sistema de coordenadas: SIRGAS 2000 - UTM Zona 20S. Para os passos temporais, foram definidos intervalos de 10 anos (2010, 2020, 2030, 2040, 2050). A matriz de transição foi estimada a partir das mudanças observadas entre 2015–2021, opção metodológica que reflete a realidade do uso da terra atual na bacia analisada, em que se analisou as probabilidades de transição calculadas entre classes de floresta, agropecuária, áreas urbanas e corpos d'água.

Quanto ao número de simulações, foram realizadas 10 replicações por cenário, tomando como média final o mapa simulado de cada década. Os critérios de calibração do modelo consideraram os pesos de evidência ajustados a partir de variáveis explicativas (declividade, proximidade de estradas, hidrografia e áreas urbanizadas), com validação cruzada entre mapas observados e simulados para o ano de referência de 2020.

Posteriormente, realizou-se os ajustes do modelo, permitindo a elaboração das simulações e validação do modelo. Por fim, foram gerados os cenários futuros para desmatamento na área de estudos (Figura 2).

Figura 2: Fluxograma para elaboração dos cenários futuros de uso da terra no Dinâmica EGO.



(Organização: Autores, 2024).

Após o processamento e análise dos dados, foi implementada a análise espacial de dados geográficos a partir da álgebra de mapas, integrando as variáveis analisadas para compor uma matriz de vulnerabilidade da paisagem, baseada na metodologia de Crepani *et al.* (2008).

O método AHP (Analytic Hierarchy Process) foi empregado na construção da matriz de vulnerabilidade. Ressalta-se que o valor da Razão de Consistência (RC) apresentado é 0,07, dentro do limite aceitável (<0,1), o que garante a consistência dos julgamentos.

Figura 3: Matriz de comparações pareadas AHP.

	A - wrt AHP priorities - or B?		Equal	How much more?
1	Uso da terra	Relevo	1	2
2	Uso da terra	Solo	1	4
3	Uso da terra	Geologia	1	6
4	Uso da terra	Erosividade	1	9
5	Relevo	Solo	1	2
6	Relevo	Geologia	1	4
7	Relevo	Erosividade	1	6
8	Solo	Geologia	1	2
9	Solo	Erosividade	1	4
10	Geologia	Erosividade	1	2

(Fonte: Goepel, 2018. Organização: autores, 2024).

Quanto à modelagem de ambiental, assumiu-se que a dinâmica observada no período 2015–2021, representa as dinâmicas recentes de uso da terra, e que pode servir de base para projeções futuras, resultando nos cenários bases aqui apresentados. A opção foi adotada devido à indisponibilidade de variáveis políticas ou socioeconômicas detalhadas que subsidiassem cenários alternativos.

Os mapas sínteses de vulnerabilidade da paisagem à perda de solos das bacias hidrográficas analisadas foram elaboradas a partir da análise espacial em Sistema de Informações Geográfica, utilizando *software* QGIS 3.20. Para isso, foram aplicadas álgebra de mapas com o método AHP (*Analytical Hierarchy Process*), uma ferramenta de suporte à decisão que permite organizar e estruturar de forma racional as correlação de variáveis (Câmara, *et al.,* 1996) (Quadro 1).

Quadro 1: Prioridade de critérios com base em suas comparações pareadas.

Variáveis		Prioridade	Classificação
1	USO	38,0%	1
2	RELEVO	27,0%	2
3	SOLO	16,0%	3
4	GEOLOGIA	14,0%	3
5	EROSIVIDADE	5,0%	5
CR	RAZÃO DE CONSISTÊNCIA		0,07

(Organização: Autores, 2024).

A matriz de vulnerabilidade à perda de solos foi elaborada integrando variáveis de uso da terra, geologia, solos, erosividade e relevo. Utilizando o método AHP foram realizadas 10 comparações pareadas, permitindo a análise detalhada relações entre os critérios selecionados. Esse processo possibilitou determinar a Razão de Consistência (CR), obtendo um valor de 0.07, o que garantiu a consistência das prioridades atribuídas, destacando as variáveis mais ou menos influentes para o fenômeno em estudo. (Quadro 2).

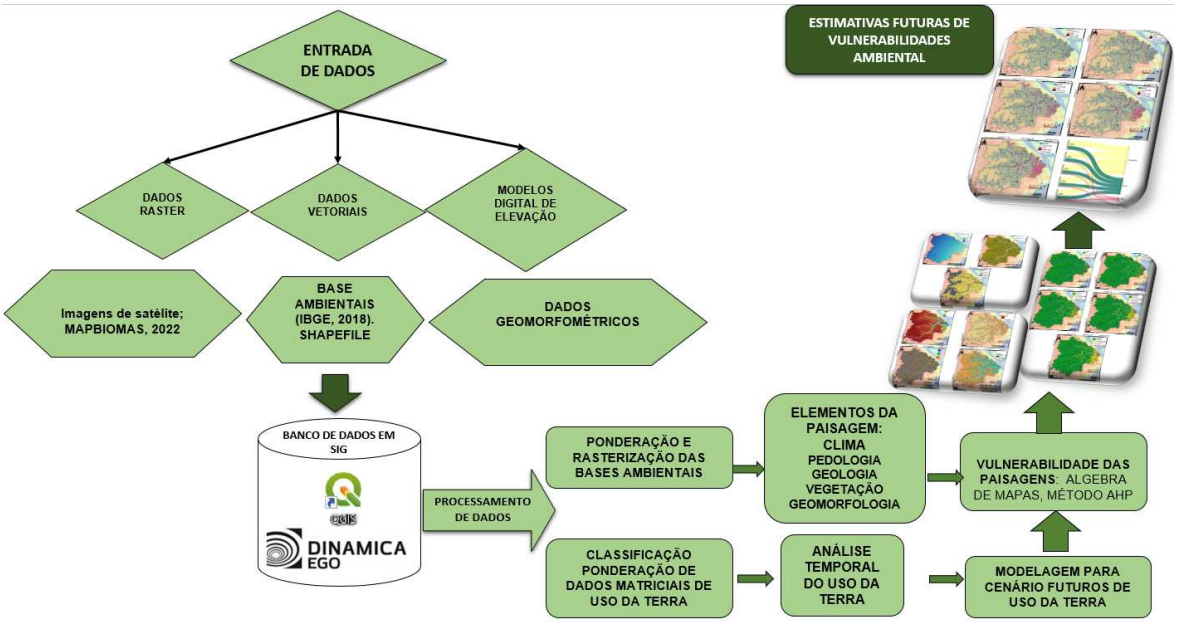
Quadro 2: Os pesos resultantes baseados na matriz de decisão.

Variáveis	1	2	3	4	5
1	**1**	2.00	4.00	6.00	9.00
2	0.50	**1**	2.00	4.00	6.00
3	0.25	0.50	**1**	2.00	4.00
4	0.17	0.25	0.50	**1**	2.00
5	0.11	0.17	0.25	0.50	**1**

(Organização: Autores, 2024).

Após a elaboração dos cenários futuros de uso da terra, esses foram inseridos como variáveis na álgebra de mapas, que resultaram em estimativas futuras da Vulnerabilidade da Paisagem para as áreas de estudo (Figura 4).

Figura 4: Organograma metodológico.



(Organização: Autores, 2024).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Variáveis para vulnerabilidade da paisagem

Na bacia hidrográfica do Igarapé Jarauá, foram identificadas duas classes litológicas predominantes. A Formação Içá cobre cerca de 96% da área da bacia, apresentando um grau Moderado de Vulnerabilidade da Paisagem (VP), com grau de 0,6. A outra classe identificada são os Depósitos Aluvionares, que ocupam 4% da área da bacia e apresentam grau Muito Alto de VP (1,0), conforme a Tabela 1.

Tabela 1- Variáveis físico-naturais da bacia hidrográfica do Igarapé da Jarauá.

Geologia	**Área Ha**	**%**	**Grau vulnerabilidade**	**Classe**
Formação Içá	51208,74	96,45	1,00	Muito Alta
Depósitos Aluvionares	1882,94	3,55	0,60	Moderada
Solos	**Área Ha**	**%**	**Grau vulnerabilidade**	**Classe**
Argissolo	38977,58	73,22	0,50	Moderada
Gleissolo	1880,23	3,53	1,00	Muito Alta
Plintossolo	12235,61	22,98	1,00	Muito Alta
Erosividade	**Área Ha**	**%**	**Grau vulnerabilidade**	**Classe**
R>10000 MJ mm ha-¹ h-¹ano-¹	3110,48	5,84	1,00	Muito Alta
R<10000 MJ mm ha-¹ h-¹ano-¹	50122,83	94,16	0,80	Alta
Relevo	**Área Ha**	**%**	**Grau vulnerabilidade**	**Classe**
0.2	112,68	0,21	0,20	Muito Baixa
0.4	14255,73	26,78	0,40	Baixa
0.6	38858,58	73,00	0,60	Moderada
0.8	6,30	0,01	0,80	Alta

(Organização: Autores, 2024).

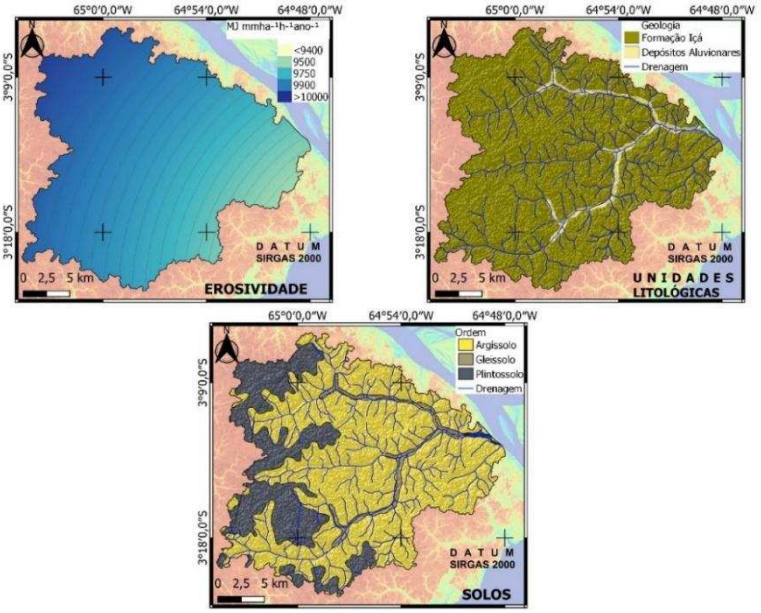
A Formação Içá é composta por arenitos pouco consolidados a inconsolidados, de origem fluvial, depositados durante o Pleistoceno. Já os Depósitos Aluvionares Holocênicos são formados por sedimentos inconsolidados acumulados em planícies fluviais de rios maiores, sobretudo daqueles com cursos meândricos e sinuosos, como o Solimões e seus tributários da margem direita (IBGE, 2018).

As características físico naturais, como geologia, solos e erosividade, indicam que a maior parte da bacia está assentada sobre arenitos inconsolidados, o que confere um grau de vulnerabilidade que pode ser potencializado aos efeitos do desmatamento e da erosão hídrica. Esse resultado converge com análises de Turner *et al.* (2003) sobre vulnerabilidade em sistemas socioecológicos, em que características físico-naturais podem intensificar riscos quando combinadas com pressões antrópicas. No caso do Jarauá, essa condição ajuda a explicar porque pequenas alterações no uso da terra têm potencial de provocar degradações irreversíveis, associadas ao que Lovejoy e Nobre (2018) descrevem como ‘tipping points amazônicos’.

Sobre os solos da bacia, predominam os Argissolos Vermelho-Amarelo, que ocupam cerca de 73% da área e possuem ponderação de 0,5 para VPPS, indicando um grau Moderado. Estes solos, de textura argilosa a muito argilosa, derivam da alteração de argilitos e se encontram em relevo plano, sendo bem drenados (IBGE, 2018). Gleissolos Háplicos, presentes em 4% da área, têm grau de vulnerabilidade Muito Alto (1,0). Esses solos são encontrados em fundos de vale e possuem características glei devido ao lençol freático elevado (Santos et al., 2006). Plintossolos Argilúvicos,

observados em 23% da área da bacia, também apresentam grau Muito Alto para VPPS, sendo associados a áreas com horizonte plíntico ou litoplíntico (Santos et al., 2006). (Figura 5).

Figura 5: Variáveis Erosividade, Unidade Litológicas e Solos da bacia hidrográfica do Igarapé Jarauá – Alvarães, Amazonas.

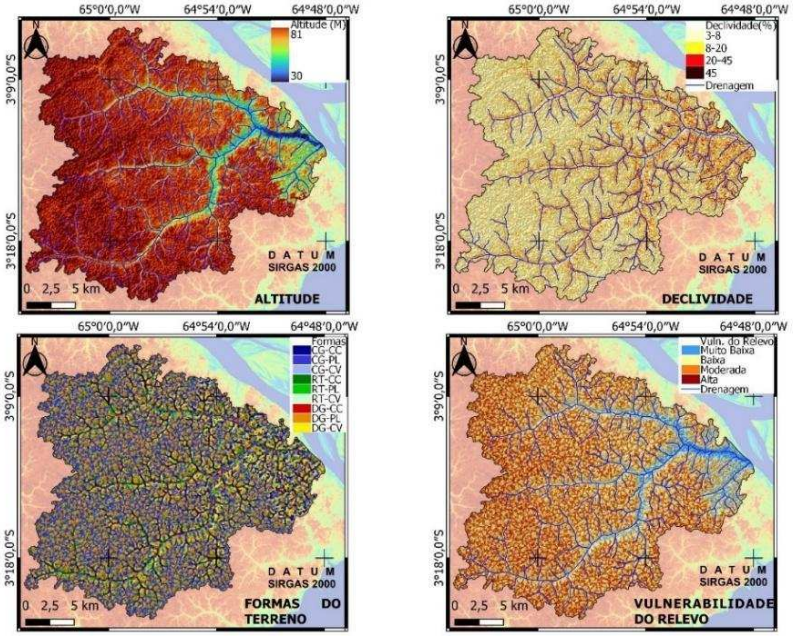


(Organização: Autores, 2024).

A Erosividade das chuvas na bacia apresentou índices anuais entre 9.400 a 10.100 MJ mm ha-¹ h -¹ ano-¹, correspondendo às classes Alta e Muito Alta, respectivamente.

No contexto do relevo, predominam as classes de vulnerabilidade Moderada (73%) e Baixa (27%), com áreas Muito Baixa e Alta representando menos de 1% da bacia. As classes Muito Alta não foram observadas. A região se insere nas unidades geomorfológicas da Planície Amazônica e da Depressão Purus-Juruá, caracterizadas por baixas altitudes (≤90 metros) e relevo plano a suavemente ondulado (Figura 6).

Figura 6: Variáveis Altitude, Formas do Terreno, Declividade e Vulnerabilidade do relevo da bacia hidrográfica do Igarapé Jarauá – Alvarães, Amazonas.



(Organização: Autores, 2024).

Modelagem para simulação de desmatamento

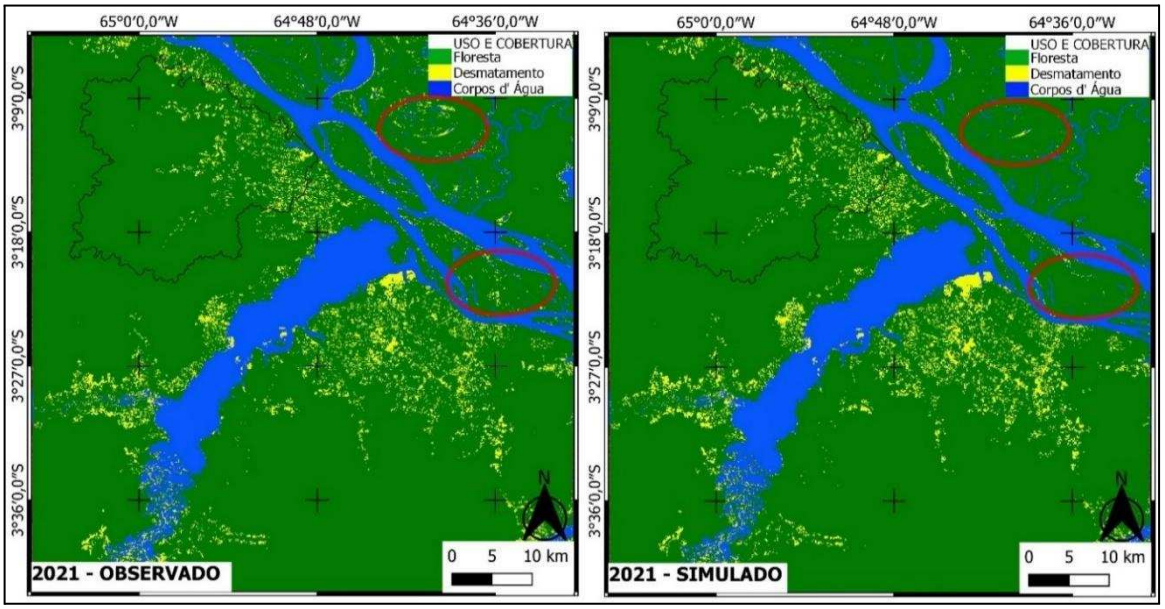
A análise da transição do desmatamento considerou os anos de 2015 a 2021, observando-se uma matriz de transição global de cerca de 3% ao longo de seis anos, aproximadamente 0,5% ao ano. Quanto ao Pesos de Evidência, verificou-se a influência de cada variável na probabilidade espacial de ocorrência de uma transição (Soares Filho et al., 2004). Neste estudo, foram consideradas as variáveis com potencial para influenciar o desmatamento, como: declividade, altitude, distância euclidiana em relação ao desmatamento, às estradas e dos canais drenagens.

As altitudes variando entre 20 e 60 metros e as declividades de até 20% foram as mais intensamente associadas ao desmatamento, entretanto, os valores mais elevados apresentaram relação inversa, repelindo o desmatamento. As distâncias de até 300 metros das redes de drenagens, 4.000 metros de estradas, e 500 metros de áreas já desmatadas, influenciaram positivamente o desmatamento. De acordo com Soares Filho et al. (2009), as primeiras faixas de declividade estão positivamente relacionadas ao desmatamento, especialmente a primeira, enquanto as faixas finais apresentam valores negativos, o que contribui para inibir o desmatamento.

Para correlação entre as variáveis, não foi observada autocorrelação significativa para o índice de *Crammer* e a Incerteza de Informações Conjuntas (*Joint Uncertainty*), uma vez que todos os índices apresentaram valores inferiores a 0,5. Se houvesse a ocorrência de alguma variável com correlação superior a 0,5, ela seria desconsiderada e excluída do modelo.

Quanto à validação de simulação do modelo, para o período de 2015 a 2021, foi realizada após a etapa de calibração, por meio da comparação entre o mapa simulado de 2021 e o mapa observado do mesmo ano. Verificou-se um alto nível de similaridade entre os mapas, o modelo subestimou apenas pequenas machas de desmatamento em áreas pontuais de vegetação natural próximas ao canal principal Rio Solimões, onde encontra-se foz do Igarapé Jarauá, conforme a Figura 7.

Figura 7: Mapas Observado de 2021 e Simulado de 2021.



(Organização: Autores, 2024).

O modelo de simulação de 2021 foi validado usando o método de similaridade *fuzzy* baseado no decaimento exponencial, que avaliou a concordância entre os mapas observados (reais) e estimados (simulados). As similaridades mínimas variaram de 0,45 para janelas 1x1, a 0,88 para janelas de 13x13, enquanto as similaridades máximas variaram de 0,49 para as janelas 1x1, a 0,97 para as janelas 13x13. Segundo a literatura, uma validação adequada, considera que a janela 5x5 deve ser maior que 0,5 (50%), assim como os padrões de distribuição espacial do desmatamento entre os mapas observados e simulados (Barni, 2009; Piontekowski, 2014; Marques *et al*. 2022).

No modelo de simulação do presente trabalho verificou-se para janela 5x5, uma similaridade mínima de 0,75, (75%), e similaridade máxima de 0,86 (86%), valores adequados aos critérios de validação aceitáveis.

A calibração do modelo apresentou índices de similaridade aceitáveis (mínimo de 0,75 para janela 5x5), o que reforça sua utilidade em cenários prospectivos de desmatamento. Esses resultados dialogam com estudos de Soares-Filho et al. (2006) e Maeda et al. (2011), que demonstram a eficácia da modelagem espacial em prever a expansão de fronteiras agropecuárias em bacias de médio porte.

No caso do Jarauá, a tendência de avanço do desmatamento ao longo dos cursos de drenagem principais reproduz padrões já descritos na Amazônia, em que rios e estradas funcionam como vetores de expansão territorial (Fearnside, 2006).

Dinâmica do desmatamento

Quanto à dinâmica de desmatamento, a partir de 2010, observou-se um aumento gradual de áreas desmatadas, de 638 hectares para 2370 hectares em 2020, principalmente em áreas destinadas à pastagem e pequenas culturas (Tabela 2).

Tabela 2- Uso da terra na bacia hidrográfica do Igarapé Jarauá.

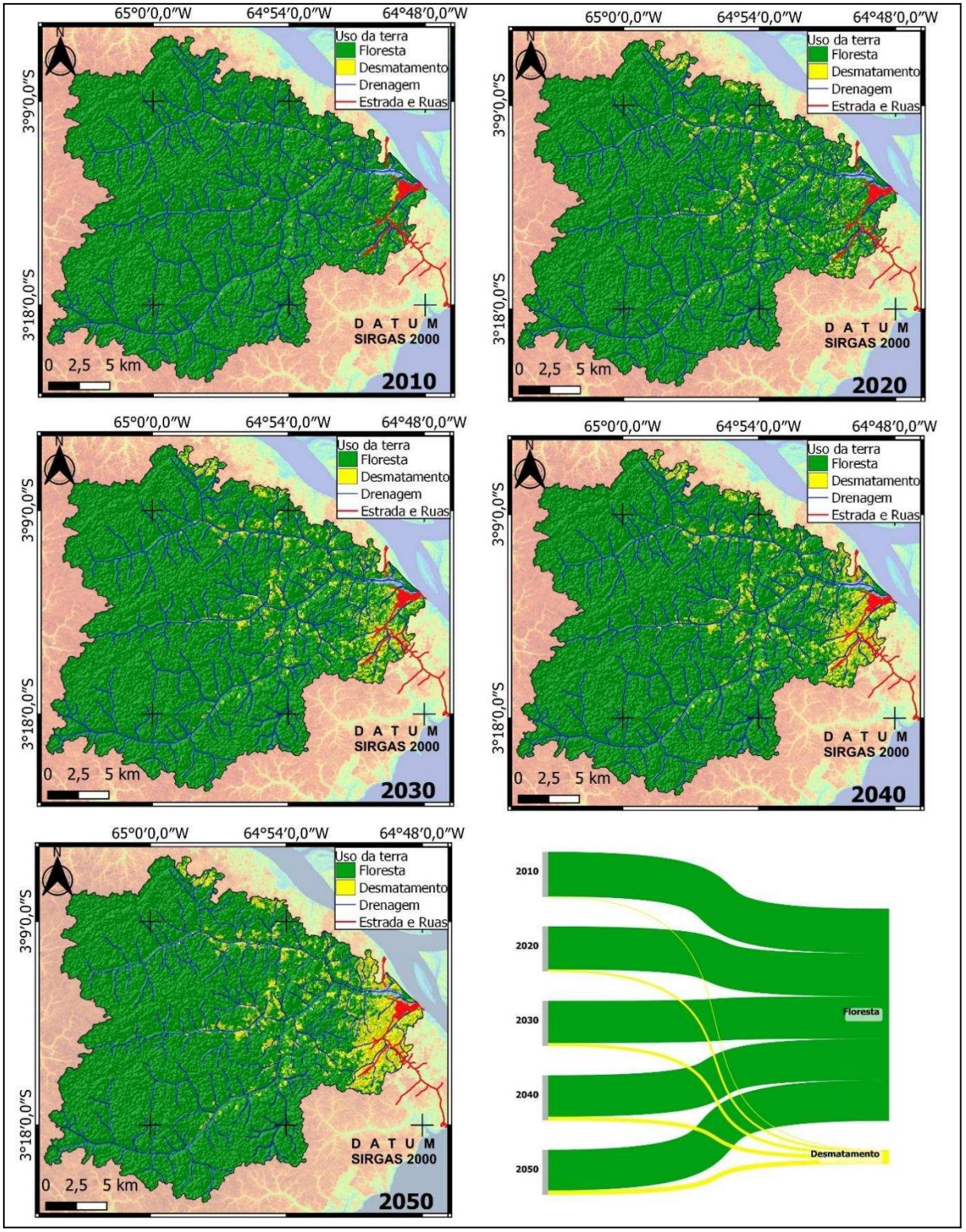
	Áreas em Hectares				
	2010	**2020**	**2030**	**2040**	**2050**
FLORESTA	52437,75	50695,89	49656,68	48693,53	47855,17
DESMATAMENTO	638,65	2373,36	3413,83	4376,97	5215,33
	Área em Porcentagem				
FLORESTA	98,78	95,52	93,56	91,75	90,17
DESMATAMENTO	1,22	4,48	6,44	8,25	9,83

(Organização: Autores, 2024).

Projeções indicam que as áreas desmatadas podem alcançar 3413 hectares em 2030, 4376 hectares em 2040 e 5215 hectares em 2050 (Figura 8). A expansão do desmatamento tem início no baixo curso da bacia, próximo à sede municipal de Alvarães, e avança para o médio curso, acompanhando afluentes principais.

Nesse sentido, o desmatamento como os diferentes usos da terra podem ser entendidos como um importantes elementos na alteração das paisagens naturais, nesse sentido, a categoria Paisagem, permite analisar o espaço geográfico sob uma dimensão que contempla os elementos naturais e tecnificados, socioeconômicos e culturais (Suertegaray, 2001).

Figura 8: Uso da terra na bacia hidrográfica do Igarapé Jarauá.

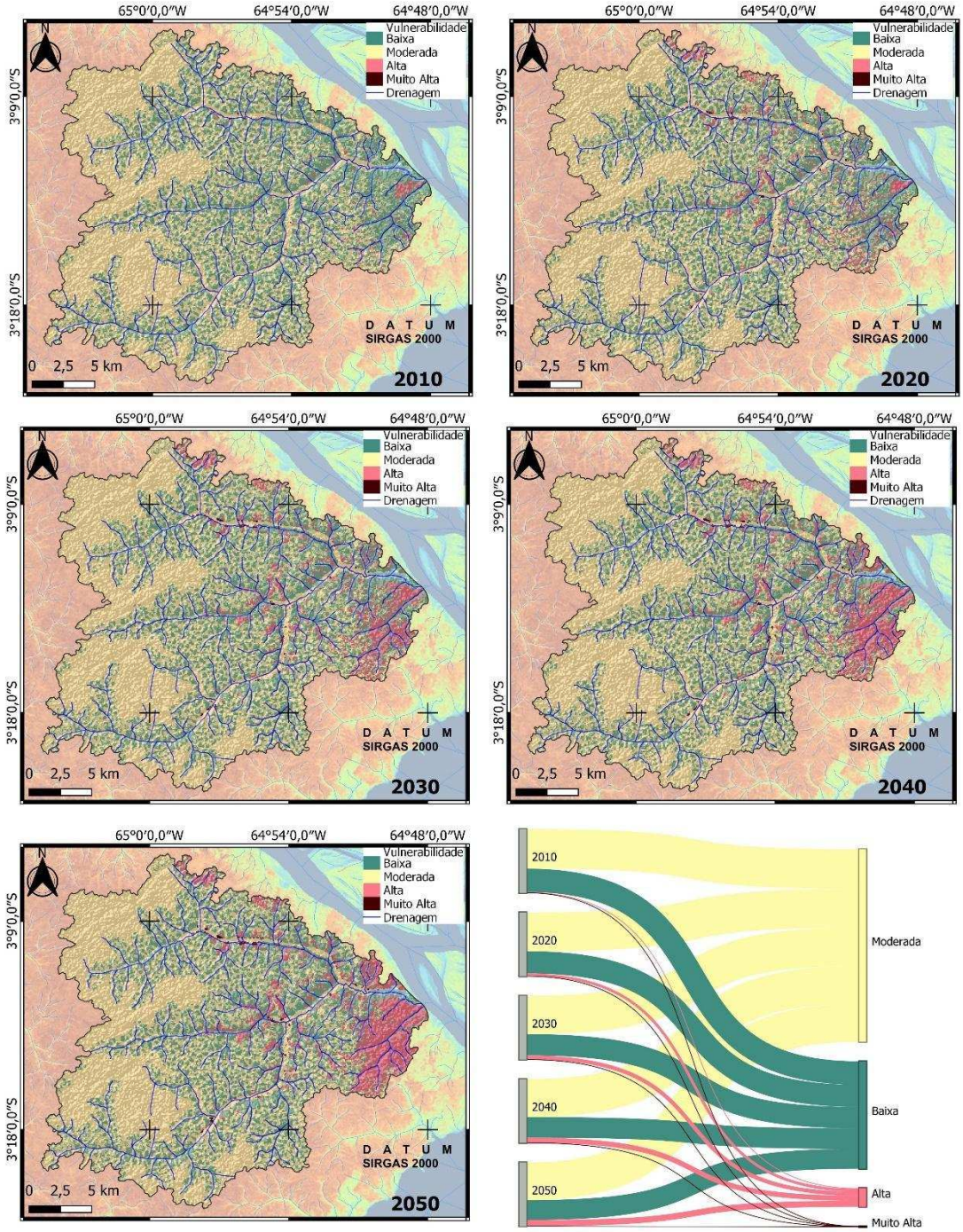


(Organização: Autores, 2024).

Vulnerabilidade da paisagem da bacia hidrográfica do Igarapé Jarauá.

A análise da vulnerabilidade da paisagem na bacia hidrográfica do Jarauá foi dividida em quatro classes: Baixa, Moderada, Alta e Muito Alta. Os resultados obtidos ao longo do período analisado indicam mudanças na distribuição dessas classes, destacando tendências específicas para cada grau de vulnerabilidade (figura 9).

Figura 9: Vulnerabilidade da paisagem na bacia hidrográfica Bacia Hidrográfica do Igarapé Jarauá.



(Organização: Autor, 2024).

A classificação e caracterização dos elementos da paisagem tem como principal premissa estabelecer a inter-relação entre os elementos da paisagem, propondo uma sobreposição de seus elementos, em que cada elemento é estabelecido uma ponderação conforme o objetivo que se pretende alcançar (Silva Neto, 2013).

Compreende-se que vulnerabilidade da paisagem com a conjuntura de uma determinada área, associada às perturbações das condições específicas, normalmente relacionadas ao processo de apropriação da natureza por meio do uso da terra, assim, refletindo na alteração das qualidades iniciais dos atributos da paisagem (Silva Neto, 2014).

Vulnerabilidade Baixa (VB)

A Vulnerabilidade Baixa abrange áreas predominantemente compostas por Argissolos Vermelho-Amarelo associados à Formação Içá. Essas regiões apresentam erosividade anual das chuvas entre 9.400 e 10.000 MJ mm ha^{-1} h^{-1} ano^{-1}, altitudes superiores a 70 metros, declividades inferiores a 20%, e são cobertas por Floresta Ombrófila Densa. A área de Vulnerabilidade Baixa apresentou uma redução gradual ao longo dos anos. Em 2010, correspondia a 19.488 hectares (36,77% da área total da bacia); em 2020, essa área reduziu-se para 18.541 hectares (34,82%). As Projeções futuras indicam que essa tendência continuará: 2030: 17.716 hectares (33,43%); 2040: 17.060 hectares (32,19%); e 2050: 16.485 hectares (31,11%).

Tabela 3 - Vulnerabilidade da paisagem na bacia hidrográfica do Igarapé Jarauá.

VULNERABILIDADE DA PAISAGEM						
ÁREA EM HECTARES						
CLASSES	**2010**	**2020**	**2030**	**2040**	**2050**	**R²**
Baixa	19488,35	18451,38	17716,54	17060,54	16485,54	0,986
Moderada	32871,35	32172,28	31870,52	31578,98	31331,76	0,947
Alta	612,73	2284,28	3298,65	4227,08	5027,76	0,977
Muito alta	25,74	86,92	109,16	128,27	149,80	0,926
ÁREA EM %						
CLASSES	**2010**	**2020**	**2030**	**2040**	**2050**	-
Baixa	36,77	34,82	33,43	32,19	31,11	-
Moderada	62,02	60,71	60,14	59,59	59,12	-
Alta	1,16	4,31	6,22	7,98	9,49	-
Muito alta	0,05	0,16	0,21	0,24	0,28	-
Média	0,511	0,522	0,529	0,536	0,557	-
Mediana	0,600	0,600	0,600	0,600	0,600	-
Devio padrão	0,104	0,115	0,120	0,125	0,122	-
Variância	0,011	0,013	0,014	0,016	0,014	-

(Organização: Autores, 2024).

Vulnerabilidade Moderada (VM)

Esse grau de vulnerabilidade é predominante na bacia, abrangendo principalmente áreas com Plintossolos Argilúvicos, solos em fundos de vale como Gleissolos Háplicos e Depósitos Aluvionares, associados à Formação Içá. As características incluem erosividade anual superior a 10.000 MJ mm ha^{-1} h^{-1} ano^{-1}, altitudes acima de 80 metros e declividades inferiores a 20%. A Vulnerabilidade Moderada representou mais de 60% da área da bacia ao longo do período analisado, com uma redução pouco significativa: Em 2010 eram 32.871 hectares (62,02%) e em 2020 32.172 hectares (60,71%). As projeções futuras são: 2030: 31.870 hectares (60,14%); 2040: 31.578 hectares (59,59%); e 2050: 31.331 hectares (59,12%).

Vulnerabilidade Alta (VA)

As áreas de Vulnerabilidade Alta são associadas a Argissolos sobre a Formação Içá, com erosividade das chuvas entre 9.400 e 10.000 MJ mm ha^{-1} h^{-1} ano^{-1}, altitudes acima de 80 metros e declividades que podem superar 20%. Essas áreas são fortemente influenciadas por atividades agropecuárias. A Vulnerabilidade Alta apresentou um crescimento constante entre 2010 (612 hectares; 1,16%) e 2020 (2.284 hectares; 4,31%), assim como suas projeções futuras: 2030 (3.298 hectares, 6,22%); 2040 (4.247 hectares, 7,98%); e 2050 (5.027 hectares, 9,49%).

Vulnerabilidade Muito Alta (VMA)

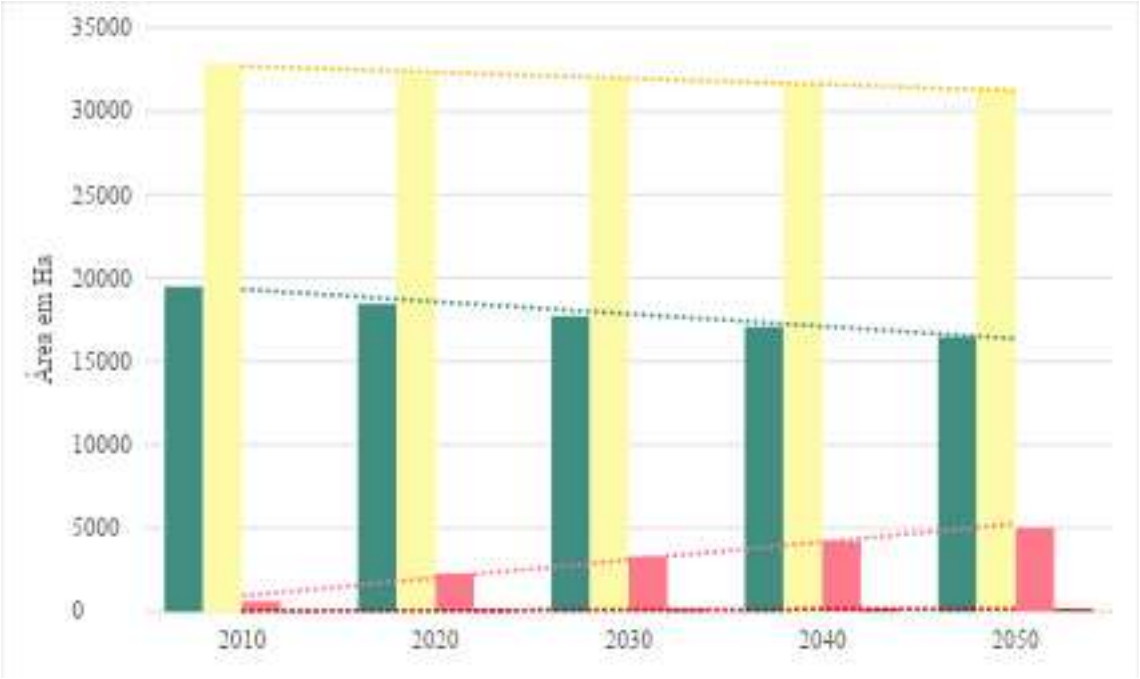
A Vulnerabilidade Muito Alta corresponde às menores áreas da bacia e está relacionada a Gleissolos Háplicos e Plintossolos Argilúvicos, frequentemente localizados em fundos de vale com Depósitos Aluvionares, altitude acima de 80 metros e declividades variadas. Essas áreas sofrem pressão significativa do desmatamento para atividades agropecuárias. Embora a área seja pequena, a evolução temporal indica que houve um aumento discreto ao longo dos anos, apresentando no ano de 2010, cerca de 25 hectares, (0,05% de área da bacia) e no ano de 2020 aproximadamente 86 hectares (0,16%). As projeções futuras indicam para o ano de 2030 109 hectares (0,21%); no ano de 2040, estimou-se aproximadamente de 128 hectares (0,24% de área da bacia) e m 2050 o grau Muito Alta é estimado em 149 hectares, correspondendo à 0,28% de área da bacia.

No Gráfico 1, a tendência das classes de vulnerabilidade foi inicialmente representada por regressão linear simples a partir de cinco pontos temporais (2010, 2020, 2030, 2040 e 2050). Embora os valores de R^2 indiquem ajuste satisfatório, buscou-se maior robustez estatística optando-se pela aplicação do teste de Mann–Kendall, amplamente recomendado para detecção de tendências em séries temporais ambientais e hidrológicas, especialmente quando os dados são curtos, não necessariamente normais e sujeitos a outliers. Esse teste não paramétrico tem sido utilizado em diversos estudos de

séries climáticas, hidrológicas e de uso da terra para avaliar a presença de tendências monotônicas (Kundzewicz e Robson, 2004; Silva *et al*., 2015).

Os resultados mostraram que as classes de vulnerabilidade Alta e Muito Alta apresentam tendência estatisticamente com significância de crescimento, com $p < 0,05$, apresentando Teste S que indica uma tendência Ascendente, com valor positivo ***"10"***, enquanto as classes Baixa e Moderada exibem tendência negativa, igualmente com significância, com $p < 0,05$, apresentando Teste S que indica uma tendência Decrescente, com valor negativo ***"-10"***. Esses resultados reforçam a confiabilidade dos modelos simulados e corroboram a adequação do emprego do teste de Mann–Kendall em análises de séries temporais ambientais, como de vulnerabilidade da paisagem.

Gráfico 1– Projeções de Vulnerabilidade da paisagem na bacia hidrográfica do Igarapé Jarauá.



Org: Autores, 2024.

As tendências de redução das classes de vulnerabilidade mais baixas (VB e VM) e crescimento das classes mais altas (VA e VMA), estão diretalmente associadas ao desmatamento e mudanças no uso da terra. Essa transição evidencia os impactos cumulativos das atividades humanas na bacia hidrográfica do Jarauá ao longo do tempo e destaca a importância de estratégias de manejo sustentável para conter o avanço das áreas mais vulneráveis.

A partir da predição de vulnerabilidade da paisagem em que observou-se as alterações e aumento dos graus de vulnerabilidade, é possível estabelecer uma relação com os sistemas estáveis para sistemas instáveis, levando-se em conta que sistemas os estáveis são aqueles em que pequenas modificações das condições iniciais produzem pequenos efeitos, mas, para um conjunto muito extenso

de sistemas dinâmicos, como os instáveis, essas modificações se ampliam ao longo do tempo. Os sistemas caóticos são um exemplo extremo de sistema instável, pois as trajetórias que correspondem às condições iniciais, divergem de maneira exponencial ao longo do tempo (Prigogine, 1996, p. 32).

Nesse sentido, verifica-se que as paisagens no Domínio Amazônico constituem ambientes vulneráveis, cujo processo de resiliência muitas vezes são dificultadas pela perda de suas características originais, devido à intensificação nos processos de apropriação da natureza, e sua recuperação pode levar séculos, ou não ocorrer naturalmente, devido à ruptura de sua dinâmica natural, como aponta o estudo de Flores et al. (2024).

Em termos aplicados, os resultados obtidos neste estudo oferecem subsídios relevantes para a gestão territorial local. As áreas de vulnerabilidade Alta e Muito Alta, em expansão, devem ser priorizadas em programas de monitoramento ambiental, pois concentram maior risco de perda de resiliência ecológica. Isso implica em ameaças diretas às populações ribeirinhas do baixo curso do Jarauá, que podem enfrentar redução na qualidade da água e aumento da suscetibilidade a processos erosivos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A bacia hidrográfica do Igarapé Jarauá tem experimentado transformações na sua paisagem, impulsionadas pelo processo de apropriação da natureza, com a substituição das áreas de floresta por atividades agropecuárias e de ocupação urbana. Esse processo de alteração do uso da terra, especialmente com o avanço das manchas de desmatamento, é evidente nas projeções dos cenários futuros, particularmente nas próximas décadas. A análise dos Pesos de Evidência revela uma forte relação entre o desmatamento e a proximidade de estradas, áreas urbanas e outras infraestruturas, que favorecem a expansão e consolidação dessas manchas, além do surgimento de novas áreas desmatadas.

O modelo de vulnerabilidade da paisagem desenvolvido neste estudo mostrou que a bacia hidrográfica enfrenta um cenário de progressiva elevação dos graus de vulnerabilidade. As áreas com Vulnerabilidade Baixa tendem a reduzir ao longo dos anos, enquanto as áreas de Vulnerabilidade Alta e Muito Alta aumentam de forma gradual, refletindo o aumento do desmatamento e a intensificação do uso agropecuário. O modelo elaborado no Dinâmica EGO, utilizado para simulação e validação dos cenários de desmatamento, provou-se uma ferramenta robusta e eficaz. A calibração e validação dos modelos foram satisfatórias, com resultados que apresentaram uma significativa similaridade entre os dados observados e simulados, confirmando a precisão das projeções.

A metodologia adotada, combinando a simulação de cenários futuros e a análise espacial por meio de ferramentas avançadas, é uma poderosa abordagem para compreender os processos de transformação na paisagem. Os resultados alcançados têm potencial para subsidiar futuros diagnósticos e prognósticos socioambientais, sendo fundamentais para a elaboração de políticas

públicas eficazes. Tais políticas podem, assim, contribuir para a gestão sustentável dos recursos hídricos, a formulação de diretrizes para o uso da terra e a mitigação dos impactos negativos sobre a biodiversidade amazônica, além de combater a degradação dos recursos naturais.

A compreensão dos modelos futuros de desmatamento e vulnerabilidade da paisagem são estimativas, que apresentam incertezas que podem ser ampliadas ao longo dos anos devido a fatores políticos, econômicos e sociais que podem ser inseridos no sistema, bacia hidrográfica, como um novo elementos. Assim, os modelos futuros de desmatamento e vulnerabilidade da paisagem podem ajudar a entender como a intensificação do uso da terra pode desencadear processos de degradação ambiental. Quando associados às características físico-naturais, como solos suscetíveis à erosão e elevados índices pluviométricos, esses processos potencializam o aumento da vulnerabilidade dessas paisagens.

Para políticas públicas municipais e estaduais, recomenda-se integrar esses resultados em planos diretores e políticas de ordenamento territorial, definindo zonas prioritárias para conservação florestal, incentivos ao manejo florestal comunitário e medidas de controle de expansão agropecuária. Dessa forma, os cenários projetados não apenas ilustram riscos futuros, mas também orientam intervenções concretas de mitigação.

Por fim, sugere-se em trabalhos futuros a implementação de múltiplos cenários contrastantes, otimista/conservador e pessimista/pressão elevada, prática comum em estudos de simulação ambiental, para que seja possível se pensar alternativas de diretrizes para distintos cenários de vulnerabilidade da paisagem, tanto na bacia hidrográfica do Jarauá, no município de Alvarães, como em outras bacias hidrográficas na Região do Médio Solimões no Estado do Amazonas.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM). À Pró-reitoria de Pesquisa e Pós-graduação – PROPESP, da Universidade Federal do Amazonas - UFAM. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Ao Programa de Pós-graduação em Geografia da Universidade Federal de Minas Gerais. Ao Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais.

REFERÊNCIAS

BARNI, P. E. **Reconstrução e asfaltamento da Rodovia BR–319:** Efeito “dominó” pode elevar as taxas de desmatamento no Sul do Estado de Roraima. Dissertação (Mestrado em Ciências de Florestas Tropicais.) – INPA, Universidade Federal da Amazônia, Manaus. 2009. 136p.

COUTO, P. Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em FRAGSTATS. **Investigação Operacional**, 24. 109-137. 2004.

CREPANI, E; *et al*. Zoneamento Ecológico-econômico. In: FLORENZANO, T. G. (Org.) **Geomorfologia**: Conceitos e tecnologias atuais. São Paulo, Oficina de Textos, 2008. p. 285 – 318. 2008.

DINAMICA PROJECT. 2022. **Dinamica-EGO.** Disponível em: <www.csr.ufmg.br/dinamica>. Acesso em: 11 de agosto de 2022.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação dos solos.** 2ª Ed. Rio e Janeiro: EMBRAPA, 2006.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. **Megadiversidade**. 3, 2005.

FEARNSIDE P. M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazônica**; 36(3):395–400. 2006. https://doi.org/10.1590/S0044-59672006000300018

FERREIRA, B. M. **Dinamica EGO**: The virtual machine for environmental modeling. Belo Horizonte: CSR, 2019.

FLORES, B.M. *et al.* Critical transitions in the Amazon forest system. **Nature.** 626, 555–564. 15 February, 2024.

GOEPEL, K. D. Implementation of an Online Software Tool for the Analytic Hierarchy Process (AHP-OS). **International Journal of the Analytic Hierarchy Process**, [S. l.], v. 10, n. 3, 2018. DOI: 10.13033/ijahp.v10i3.590. Disponível em: https://ijahp.org/index.php/IJAHP/article/view/590. Acesso em: 15 oct. 2024.

HIDROWEB- Sistema de Informações Hidrológicas, Série histórica de dados de pluviométricos (on-line); Disponível em: < https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas />; acessado em 12 de janeiro de 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA. **IBGE Cidades**. 2023. Diponível em: http://ibge.gov.br/cidadesat/painel/populacao.php?codmun=130260&search=amazonas%7Calvaraes%7Cinphographics:-demographic-evolution-and-age-pyramid&lang= acesso em 30 de maio de 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA. **IBGE BDiA** - Banco de Informações Ambientais. 2022. Diponível em: https://bdiaweb.ibge.gov.br/ acesso em 30 de maio de 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA. **Diretoria de Geociências:** coordenação de recursos naturais e estudos ambientais mapeamento de recurso naturais do Brasil. Escala 1:250.000. Documentação técnica geral. Rio de Janeiro, 2018. Disponível em: http://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/geologia/levantamento_geologico/vetores/escala_250_mil/DOCUMENTACAO_TECNICA_MRN.pdf Acesso em 02/09/2018.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2014**: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Cambridge: Cambridge University Press, 2014.

KUNDZEWICZ, Z. W.; ROBSON, A. J. Detecting Trend and Other Changes in Hydrological Data. Geneva: **World Meteorological Organization**, 2004.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon tipping point. **Science Advances**, v. 4, n. 2, eaat2340, 2018.

MAEDA, E. E. et al. Modeling deforestation dynamics in the Amazon. **Ecological Indicators**, v. 11, p. 1635-1640, 2011.

MALHI, Y. et al. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. Science, v. 319, p. 169-172, 2008.

MAIA, M. A. M.; MARMOS, J. L. (Orgs.) **Geodiversidade do estado do Amazonas**: Programa geologia do Brasil levantamento da geodiversidade. Manaus: CPRM - Serviço geológico do Brasil 2010.

MARQUES, F. L.; ARAÚJO, A. N.; ROSSETE, A. N. Modelagem ambiental na área de influência indireta das hidrelétricas na bacia hidrográfica do Araguari, Amapá. **Geosul,** Florianópolis, v. 37, n. 81, p. 338-359, jan./abr. 2022.

OLIVEIRA, J. A.; SCHOR, T. Das cidades da natureza a natureza das cidades. TRINDADE JÚNIOR, S. C.; TAVARES, M. G. C. (Orgs.). **Cidades Ribeirinhas na Amazônia**. Belém: EDUFPA, 2008.

WMO - World Meteorological Organization. **Guide to the Global Observing System**, WMO n°. 488, 3ª ed. Genebra: WMO, 2007.

PIONTEKOWSKI, V. J. **Modelagem Dinâmica do uso e cobertura da terra do estado de Rondônia até 2050**. Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais, Publicação PPGEFL.DM- 226/2014. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília – UnB, Brasília/DF. 2014. 88p.

PRIGOGINE, I. **O fim das certezas**: tempo, caos, e as leis da natureza. Tradução: Roberto Leal Ferreira. São Paulo: Editora da Universidade Estadual Paulista - UNESP, 1996.

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 7.1 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil**. Disponível em: https://storage.googleapis.com/mapbiomas-public/brasil/collection-71/lclu/coverage/brasil_coverage_2022.tif acessado em 12/12/2022.

QGIS. Open Source Geospatial Foundation (OSGeo). Disponível em: https://www.qgis.org/pt_BR/site/forusers/download.html

RODRIGUES, H. O.; SOARES-FILHO, B. S.; COSTA, W. L. S.; Dinamica EGO, uma plataforma para modelagem de sistemas ambientais. In.: **Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto,** Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007, INPE, p. 3089-3096. Disponível em: <http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.06.17.59/doc/3089-3096.pdf>.

SANTOS. H. G. *et al*. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2 ed. rev. ampl. – Brasília, DF: Embrapa, 2006.

SILVA, V. P. R.; SOUSA, F. A. S.; CAVALCANTI, E. P.; SILVA, B. B.; BRAGA, C. C. Analysis of rainfall series of Northeast Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 119, p. 139–155, 2015.

SILVA NETO, J.C.A. Avaliação da vulnerabilidade à perda de solos na bacia do Rio Salobra, MS, com base nas formas do terreno. **Geografia** (Londrina), v. 22, n. 1, p. 05–25, 2013.

SILVA NETO, J.C.A. Zoneamento ambiental como subsídio para o ordenamento do território da bacia hidrográfica do rio Salobra, Serra da Bodoquena – MS. **R. Ra'e Ga** - Curitiba, v.31, p.119-142, Dez/2014.

SILVA NETO, J. C.; ALEIXO, N. C. R. Análise temporal da vulnerabilidade da paisagem à perda dos solos na bacia hidrográfica do rio Salobra- Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul. **Revista Formação** (Online) Vol. 2; n. 23, jul/ 2016.

SILVA NETO, J. C.; ALEIXO, N. C. R. Erosividade da chuva na Região Do Médio Solimões, Amazonas, Brasil. **Caminhos da Geografia**. v.21, p.1 - 17, 2020.

SANTOS, R. A.; JUVANHOL, R. S.; AGUIAR, A. S. Tendential modeling of deforestation in caatinga biome in Piauí State. **Caminhos de Geografia.** Uberlândia, v. 23, n. 88, p. 103–118, ago./2022. Acesso em 10/09/2022.

SOARES-FILHO, B. S.; *et al.* Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém–Cuiabá corridor. **Global Change Biology**, v. 10, p. 745-764, 2004.

SOARES-FILHO, B. S. et al. Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, v. 440, p. 520-523, 2006.

SOARES-FILHO, B. S. et al. Dinamica EGO, a user-friendly modeling platform for land use and land cover change. **Ecological Modelling**, v. 239, p. 49-54, 2012.

SOARES FILHO, B. S.; CERQUEIRA, G. C.; PENNACHIN, C. L. Dinamica—a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. **Ecological Modelling.** v. 154, p. 217–23, 2002. Acesso em 10/09/2022.

SOARES-FILHO, B. S.; CERQUEIRA, G. C.; VOLL, E.; ARAÚJO, W. L. Modelagem de dinâmica de paisagem: concepção e potencial de aplicação de modelos de simulação baseados em autômato celular. **Megadiversidade**, V. 3, Nº 1-2, p. 74-86, Dezembro, 2007.

SOARES FILHO, B. S.; RODRIGUES, H. O.; COSTA, W. L. **Modelagem de Dinâmica Ambiental com Dinamica EGO**. Guia prático do Dinâmica EGO. Belo Horizonte: CSR-UFMG. 2009. 116 p.

SUERTEGARAY, D. M. A. Espaço Geográfico Uno e Múltiplo. In: **Scripta Nova**, Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales. Universidad de Barcelona, Nº 93, 2001.

TOPODATA. Banco de dados geomorfométricos do Brasil. DSI-INPE. Disponível em: http://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/ . Acesso em 23/10/2022.

TURNER, B. L. II et al. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 100, n. 14, p. 8074-8079, 2003.

SOBRE OS AUTORES

João Cândido André da Silva Neto - Atualmente é professor Adjunto do Departamento de Geografia e Programa de pós-graduação em Geografia da Universidade Federal do Amazonas, integra o Laboratório HidroGeo - Hidrogeografia, Climatologia e Análise Ambiental da Amazônia . Coordenou o Comitê de iniciação científica de Ciências Humanas da UFAM. Atuou como editor chefe da Revista Geonorte UFAM de 2017 a 2021. Possui graduação em Geografia pela UFMS/CPAQ (2005), Mestrado em Geografia pela Universidade Federal de Mato Grosso do Sul CPAQ (2008) e Doutorado em Geografia pela Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus de Presidente Prudente (2013) e Pós-doutorado em Geografia pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Tem experiência na área de Geografia Física, com ênfase em Vulnerabilidade Ambiental, Modelagem ambiental, Risco socioambiental, Análise Ambiental em bacias hidrográficas, Mudanças do uso e cobertura da terra, Geotecnologias, Sistema de Informação Geográfica e Sensoriamento Remoto.

E-mail: joaocandido@ufam.edu.br

Diego Rodrigues Macedo - Bacharel em Geografia pela Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG (2005), Especialista em Geoprocessamento e Estatística (UFMG, 2006 e 2020), Mestre em Geografia - Análise Ambiental (UFMG, 2009) e Doutor em Ecologia - Conservação e Manejo da Vida Silvestre (UFMG, 2013). Desde 2016 é Professor Adjunto do Departamento de Geografia e dos Programas de Pós-Graduação em 'Geografia' e 'Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais' do Instituto de Geociências da UFMG. Coordenador do Laboratório de Geomorfologia e Recursos Hídricos. Tem experiência na área de Geografia Física, Recursos Hídricos, Ecologia da Paisagem, Geoecologia, Biomonitoramento, Sistemas Informativos Geográficos, Estatística Espacial e Planejamento Territorial. Bolsista de Produtividade CNPq - Geografia Física.

E-mail: diegorm@ufmg.br

Natacha Cíntia Regina Aleixo - É docente na Universidade Federal do Amazonas (UFAM) no departamento de Geografia e Programa de Pós-Graduação em Geografia (PPGEOG/UFAM). Bolsista de Produtividade em Pesquisa da FAPEAM (Edital 013/2022). Possui Licenciatura e Bacharelado em Geografia pela Universidade Estadual Paulista campus de Ourinhos (2008). Doutora em Geografia pela Universidade Estadual Paulista campus Presidente Prudente (2012) com período sanduíche na Universidade de Coimbra/Portugal. É membra da Rede de Geógrafos para Saúde. Tem experiência no ensino superior nos cursos de graduação em

Geografia, Biologia e Química e pós-graduação em Geografia. Atuou de 2013 a 2017 como docente na Universidade do Estado do Amazonas (UEA). Coordenou o curso de pós-graduação em Metodologia do Ensino de Geografia do CEST/UEA (2014-2016). Foi integrante do conselho consultivo da ANPEGE (2019-2021). Atuou na função de Diretora Tesoureira na Associação Brasileira de Climatologia - ABClima (Biênio 2021-2023). Reúne atividades de pesquisa nas áreas de Climatologia Geográfica, Geografia do Clima, Geografia da Saúde, Bioclimatologia Humana, Climatologia urbana, Climatologia da Amazônia, Riscos e Vulnerabilidades.

E-mail: natachaaleixo@ufam.edu.br

Data de submissão: 20 de fevereiro de 2025

Aceito para publicação: 01 de setembro de 2025

Data de publicação: 27 de outubro de 2025