

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA FLORESTAL

ESTRUTURA DA PAISAGEM E CONSERVAÇÃO FLORESTAL NA
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ACRE

RODRIGO RUMMENIGE RIBEIRO DE ARAÚJO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

RIO BRANCO-AC, BRASIL
NOVEMBRO DE 2025

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA FLORESTAL

ESTRUTURA DA PAISAGEM E CONSERVAÇÃO FLORESTAL NA
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ACRE

RODRIGO RUMMENIGE RIBEIRO DE ARAÚJO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal da Universidade Federal do Acre, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.

Orientador: Profa. Dra. Symone Maria de Melo Figueiredo

RIO BRANCO-AC, BRASIL

NOVEMBRO DE 2025



ATA DE SESSÃO PÚBLICA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE RODRIGO RUMMENIGE RIBEIRO DE ARAÚJO, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO, STRICTO SENSU, EM CIÊNCIA FLORESTAL, DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE.

Às nove horas do dia vinte e oito do mês de novembro de 2025, realizou-se, de forma online, por meio da plataforma Google Meet, a Sessão Pública de Defesa de Dissertação, intitulada: **“Estrutura da Paisagem e Conservação Florestal na Bacia Hidrográfica do Rio Acre”**, de autoria do mestrando **Rodrigo Rummenige Ribeiro de Araújo**, discente do Programa de Pós - graduação em Ciência Florestal, da Universidade Federal do Acre - UFAC, em nível de Mestrado. Na ocasião, a Banca Examinadora esteve constituída pelos membros: **Profª. Drª. Symone Maria de Melo Figueiredo - Presidente - CCBN – UFAC; Prof. Dr. Hudson Franklin Pessoa Veras - Membro externo - IFAC; Prof. Dr. Fabrício Assis Leal - Membro externo - CMULTI - UFAC.** Logo após a exposição oral, houve arguição pelos Examinadores e, ao final da arguição, reaberta a sessão pública, o discente foi considerado **aprovado** pela Banca Examinadora. E, ao término, foi lavrada a presente Ata, que será assinada pelos (as) avaliadores (as).

Documento assinado digitalmente
gov.br **SYMONE MARIA DE MELO FIGUEIREDO**
Data: 28/11/2025 17:59:06-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profª. Drª. Symone Maria de Melo Figueiredo
(Presidente - orientadora - CCBN - UFAC)

Documento assinado digitalmente
gov.br **HUDSON FRANKLIN PESSOA VERAS**
Data: 03/12/2025 18:11:40-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Hudson Franklin Pessoa Veras
(Membro externo - IFAC)

Documento assinado digitalmente
gov.br **FABRICIO ASSIS LEAL**
Data: 28/11/2025 19:06:49-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Fabrício Assis Leal
(Membro externo - CMULTI - UFAC)

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da UFAC

A663e Araújo, Rodrigo Rummenige Ribeiro, 1997 -

Estrutura da paisagem e conservação florestal na bacia hidrográfica do rio Acre / Rodrigo Rummenige Ribeiro Araújo; Orientadora: Dr^a. Symone Maria de Melo Figueiredo. -2025.

44 f.: il.; 30 cm.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Acre, Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, Mestre em Ciência Florestal, Rio Branco, 2025. Inclui referências bibliográficas e apêndice.

1. Ecologia da paisagem. 2. Corredor ecológico. 3. FRAGSTATS. I. Figueiredo, Symone Maria de Melo (Orientador). II. Título.

CDD: 634

Dedico à minha mãe, Ivanir Ribeiro
Figueiredo (*in memoriam*), minha eterna
inspiração, que me ensinou a ter força para
batalhar e a sorrir, mesmo nos dias difíceis.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, aos Orixás, à Mãe Natureza e à espiritualidade amiga que me regem e são minha eterna fonte de iluminação e força em todos os momentos. Gratidão por me guiarem neste plano, sempre me inspirando à paz, à caridade e à bondade. Saravá!

Agradeço à minha família, por me ajudar a sustentar os fardos diários, me amando de forma incondicional e incentivando a não desistir, mesmo quando as incertezas tomam conta da mente. Celebrar cada conquista e dor, ao lado de quem verdadeiramente é lar, é meu maior presente. O valor de nossa união tão singela figura como um grande e belo farol, sempre me direcionando e impulsionando a ser uma pessoa melhor.

Agradeço especialmente à minha mãe (*in memoriam*), que precisou retornar ao plano espiritual durante o processo de construção deste trabalho, mas que me deixou os valores e virtudes mais lindos dessa vida. Sua luta, força e alegria sempre guiarão meus passos neste plano terreno.

Em específico, agradeço à minha tia e madrinha, Ivanete Pureza Ribeiro Leal, que sempre me ensinou o valor transformador da educação, me servindo de exemplo, guia e colo, em especial nos momentos mais desafiadores. À minha irmã, Anny Karoline Ribeiro de Araújo, que me ensina todos os dias a amar e a compreender que o importante da vida é ter com quem contar ao fim do dia, independentemente de qualquer coisa.

Ao meu namorado, Marcos Jhonny da Silva de Almeida, que é o acontecimento mais extraordinário que eu poderia experimentar. Dividir a vida com uma pessoa tão maravilhosa é uma grande honra, que me faz rir à toa sem saber por quê. Obrigado por todo o apoio incondicional, por me motivar e vibrar em todos os detalhes mais sutis.

Às amigas que a graduação me presenteou, Laira Gadelha e Sabrina Louzada, que mantêm o elo e o companheirismo vivos, mesmo na correria rotineira da vida. Com vocês, pude aprender o real valor de uma verdadeira amizade. Aos meus fiéis escudeiros de longos anos, que sempre vibram comigo em cada conquista e me ajudam em meus processos mais difíceis: Allan Soares, Dryelle Diniz, Fernanda Zoin, Izadora Leal, Gabriela Cacao, Lucas Brito, Matheus Ribeiro e Witallo Santos. A companhia e incentivo de vocês é essencial para continuar seguindo.

Agradeço incondicionalmente à minha orientadora, Symone Maria de Melo Figueiredo, por ser parcela fundamental na minha formação, além da dedicação, paciência e por sempre acreditar em mim. Por fim, agradeço à Universidade Federal do Acre, meu berço de formação profissional, pela oportunidade de amadurecimento e aprendizado.

SUMÁRIO

Resumo	1
Abstract.....	2
Introdução.....	2
Material e Métodos	4
Área de estudo	4
Classificação do uso e cobertura do solo.....	5
Acurácia do mapeamento	6
Fragmentação e estrutura da paisagem florestal.....	6
Modelagem do corredor ecológico	8
Resultados.....	8
Classificação do uso e cobertura do solo.....	8
Acurácia do mapeamento	10
Fragmentação e estrutura da paisagem florestal.....	11
Modelagem do corredor ecológico	18
Discussão	21
Padrões de ocupação e uso do solo.....	21
Estrutura da paisagem.....	23
Proposição de corredor ecológico.....	26
Conclusões.....	27
Referências	28
APÊNDICES	34

Padrões espaciais de fragmentação e conectividade na Bacia Hidrográfica do Rio Acre, Amazônia brasileira*

Rodrigo Rummenige Ribeiro de Araújo^{1,3}, Symone Maria de Melo Figueiredo²

¹Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal do Acre (UFAC), Caixa postal 500, 69920-900, Rio Branco, AC, Brasil

²Centro de Ciências Biológicas e da Natureza, UFAc, Caixa postal 500, 69920-900, Rio Branco, AC, Brasil

³Autor para correspondência: rodrigo.rummenige@ac.gov.br

*Conforme normas do periódico [Ecological Indicators] (Apêndice 1)

Resumo

A fragmentação florestal tem alterado de forma significativa a estrutura da paisagem amazônica, comprometendo a conectividade entre remanescentes e a manutenção dos processos ecológicos. Neste estudo, analisamos os padrões espaciais de fragmentação e conectividade na Bacia Hidrográfica do Rio Acre (BHRA), integrando classificação supervisionada de uso e cobertura do solo, métricas de ecologia da paisagem e modelagem de corredores ecológicos. A classificação multiespectral permitiu identificar a distribuição das principais classes de cobertura e quantificar a proporção de áreas antropizadas ao longo das nove sub-bacias. As métricas calculadas no FRAGSTATS evidenciaram forte heterogeneidade espacial, com variações marcantes na composição, tamanho e forma dos fragmentos florestais, indicando desde setores com grandes manchas contínuas até áreas com elevada proliferação de pequenos remanescentes. A análise da área central revelou contrastes na profundidade dos núcleos florestais, refletindo diferentes níveis de vulnerabilidade à exposição de bordas. A avaliação da conectividade estrutural mostrou gradientes de isolamento coerentes com o avanço da fronteira agropecuária e o crescimento de áreas periurbanas. A partir da matriz de custo integrada, foi modelado um corredor ecológico interligando uma área mais conservada a outra submetida a maior pressão antrópica, destacando setores críticos que podem comprometer o fluxo ecológico. Os resultados demonstram que a BHRA apresenta padrões contrastantes de integridade florestal, reforçando a necessidade de estratégias de conservação voltadas à redução da fragmentação e à manutenção da conectividade entre remanescentes.

Palavras-chave: ecologia da paisagem; corredor ecológico; métricas da paisagem; sensoriamento remoto; FRAGSTATS.

Abstract

Spatial patterns of fragmentation and connectivity in the Acre River Basin, Brazilian Amazonia.

Forest fragmentation has increasingly reshaped the Amazonian landscape, reducing habitat connectivity and compromising ecological processes. In this study, we examined spatial patterns of fragmentation and connectivity in the Acre River Basin (BHRA) by integrating supervised land-cover classification, landscape metrics, and ecological corridor modeling. The multispectral classification enabled the identification of major land-cover classes and the quantification of anthropogenic expansion across nine sub-basins. Landscape metrics computed in FRAGSTATS revealed pronounced spatial heterogeneity, characterized by strong variation in the composition, size and shape of forest fragments, ranging from large continuous patches to areas dominated by numerous small remnants. Core-area assessments indicated substantial differences in the depth and integrity of forest interiors, highlighting distinct levels of susceptibility to edge effects. Structural connectivity analyses showed gradients of isolation consistent with agricultural frontier expansion and increasing peri-urban occupation. Using an integrated cost-surface approach, an ecological corridor was modeled to connect a well-preserved forest region to another experiencing higher anthropogenic pressure, identifying critical segments where structural bottlenecks may restrict ecological flows. Overall, the results indicate that the BHRA expresses contrasting patterns of forest integrity, underscoring the importance of targeted conservation strategies aimed at reducing fragmentation and maintaining connectivity among forest remnants.

Key words: landscape ecology; ecological corridor; landscape metrics; remote sensing; FRAGSTATS.

1. Introdução

A transformação de paisagens florestais tem intensificado a fragmentação e a perda de conectividade ecológica em diversas regiões tropicais. O processo de fragmentação florestal, amplamente associado à expansão agropecuária e à abertura de novas vias de acesso, altera a estrutura espacial dos remanescentes florestais, reduz a disponibilidade de habitat e compromete processos ecológicos fundamentais (Luther *et al.*, 2020; Montibeller *et al.*, 2020; Reygadas; Spera; Salisbury, 2023).

A fragmentação de florestas intensifica o efeito de borda nas manchas remanescentes de vegetação (Taubert *et al.*, 2018). Esse processo aumenta o grau de isolamento e reduz a

biodiversidade e a funcionalidade ecossistêmica dos habitats, o que resulta na interrupção de processos ecológicos fundamentais (Albiero-Júnior *et al.*, 2021; Hending *et al.*, 2023; Rocha; De Lima; Adami, 2021). A conectividade entre os fragmentos é primordial para a manutenção da biota, considerando a garantia da capacidade de deslocamento de uma espécie e a estrutura da paisagem (Fynn; Campbell, 2018; Villard; Metzger, 2014).

Além disso, a intensificação do efeito de borda exerce influência sobre o microclima florestal, culminando na redução da biomassa acima do solo, no incremento da taxa de mortalidade arbórea e na diminuição da capacidade de sequestro de carbono (Haddad *et al.*, 2015; Laurance *et al.*, 2018; Watson *et al.*, 2018). Dessa forma, a fragmentação associa-se ao aumento da frequência e intensidade de eventos climáticos extremos, uma vez que as florestas atuam na regulação do ciclo hidrológico (Pires; Costa, 2013; Staal *et al.*, 2020). Simultaneamente, a perda de vegetação diminui a capacidade de retenção e absorção do solo, intensificando a incidência de inundações durante o período chuvoso (D’Almeida *et al.*, 2006; Silva *et al.*, 2023).

A ecologia da paisagem fornece um arcabouço teórico robusto para compreender essas dinâmicas, permitindo quantificar padrões espaciais por meio de métricas que descrevem composição, configuração e conectividade, essenciais para interpretar os efeitos da fragmentação em larga escala (Chen; Iannone III, 2020; Kupfer, 2012; Villard; Metzger, 2014). Nesse contexto, ferramentas de geotecnologias desempenham um papel central na avaliação de remanescentes florestais na estrutura da paisagem (Da Ponte *et al.*, 2017; Feitosa *et al.*, 2023; Gómez-Fernández *et al.*, 2024; Teixeira *et al.*, 2025).

A Bacia Hidrográfica do Rio Acre (BHRA), uma Bacia trinacional localizada no sudoeste da Amazônia, está inserida em um cenário de crescente vulnerabilidade ambiental e ocorrência de eventos meteorológicos extremos (Antunes Da Silva *et al.*, 2024; De Azevedo, 2021; Sena *et al.*, 2012). Tal condição decorre da sua posição geográfica estratégica, em uma zona de intensa atividade agropecuária e expansão urbana. A região constitui um mosaico paisagístico típico da Amazônia em processo de antropização, combinando áreas florestais extensas com zonas de ocupação humana e agropecuária (Cabral *et al.*, 2024; Chaves *et al.*, 2024).

O estudo da fragmentação florestal na Bacia Hidrográfica do Rio Acre (BHRA) é essencial para compreender a dinâmica do espaço que molda uma das regiões mais importantes do Estado do Acre. Ao mapear e caracterizar a fragmentação, é possível identificar áreas mais vulneráveis e propor intervenções estratégicas que contribuam para a resiliência da Bacia frente a essas dinâmicas (Dutt *et al.*, 2024; Fernandes *et al.*, 2022).

Há uma lacuna na compreensão dos padrões espaciais de fragmentação nas bacias hidrográficas do sudoeste da Amazônia. Estudos detalhados que utilizam técnicas de sensoriamento remoto e análise espacial são necessários para mapear a cobertura florestal e quantificar a fragmentação com precisão (Gómez-Fernández et al., 2024).

O objetivo deste estudo é identificar áreas prioritárias para a conservação na Bacia Hidrográfica do Rio Acre, por meio da análise da estrutura da paisagem florestal. Nosso estudo se baseia em uma Bacia Hidrográfica trinacional, que abrange contextos urbanos e rurais consolidados, além de áreas protegidas legalmente. O estudo visa atingir dois objetivos específicos: (1) analisar a fragmentação florestal para identificar áreas com maior suscetibilidade à perda de habitat; (2) propor um corredor ecológico, por meio de modelagem espacial, com o objetivo de conectar fragmentos florestais com risco de isolamento.

2. Métodos

2.1 Área de estudo

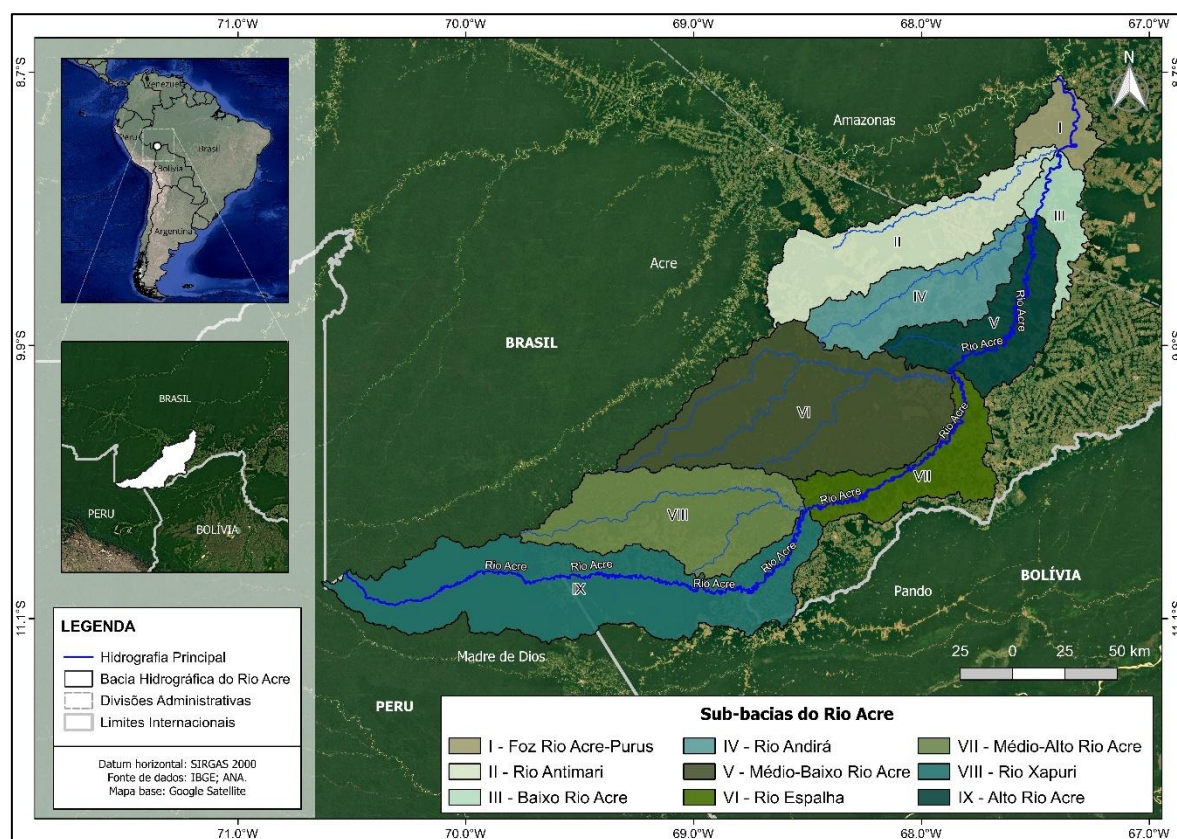


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo (sudoeste da Amazônia brasileira).

A Bacia Hidrográfica do Rio Acre (BHRA) compreende aproximadamente 35.000,00 km² e está localizada no sudoeste da Amazônia, abrangendo parte dos territórios do Brasil, Bolívia e Peru. No Brasil, estende-se pelos estados do Acre e Amazonas, enquanto

nos países vizinhos ocupa porções dos Departamentos de Pando (Bolívia) e Madre de Dios (Peru) (Figura 1).

O clima predominante é tropical de monção (Am), conforme a classificação de Köppen-Geiger (Alvares; Stape; Sentelhas, 2013). A vegetação é composta predominantemente por Floresta Ombrófila Aberta e Floresta Ombrófila Densa. Os solos que caracterizam a Bacia pertencem majoritariamente às ordens Argissolo, Gleissolo, Latossolo, Luvisolo e Plintossolo (IBGE, 2023).

2.2 Classificação do uso e cobertura do solo

Adotamos a classificação supervisionada, utilizando o algoritmo *Random Forest*. As amostras das classes temáticas de uso e cobertura do solo (Tabela 1) foram coletadas manualmente em formato de polígonos, assegurando representatividade e distribuição espacial adequada entre as diferentes tipologias de uso e cobertura do solo.

Tabela 1. Descrição das classes de mapeamento de uso e cobertura do solo.

Classe Temática	Descrição
Vegetação Arbórea (Floresta)	Cobertura vegetal mais densa/rugosa, remanescentes e fragmentos florestais.
Vegetação Secundária	Cobertura vegetal mais esparsa, em estágio secundário de sucessão.
Solo Exposto	Solo totalmente desprovido de vegetação, áreas degradadas e estradas vicinais.
Pastagem	Áreas cobertas por gramíneas sem uso definido ou por atividade agropecuária.
Área Edificada	Formações urbanas, construção civil, loteamentos, malha asfáltica.
Corpos Hídricos	Rios, igarapés, açudes, barramentos e reservatórios.

Fonte: autores.

Para isso, utilizamos imagens da coleção Sentinel-2 Harmonized obtidas na plataforma *Google Earth Engine* (GEE). O período selecionado correspondeu aos meses de junho a agosto de 2024, com o objetivo de reduzir interferências atmosféricas e a presença de nuvens.

As imagens foram filtradas considerando o percentual mínimo de 10% de cobertura de nuvens, sendo posteriormente composta uma imagem única por meio da mediana, a fim de minimizar ruídos temporais, recortada para a área da BHRA.

2.3 Acurácia do mapeamento

O desempenho do algoritmo de classificação foi avaliado por meio de uma matriz de confusão, elaborada com amostras independentes das empregadas no treinamento. O processo foi conduzido no *plug-in* AcATaMa (*Accuracy Assessment of Thematic Maps*), disponível no *software* QGIS 3.40. As amostras de validação foram geradas por amostragem aleatória estratificada, considerando a proporção da área de estudo, mantendo uma distância mínima de 10 m entre os respectivos pontos.

Para validação da acurácia, utilizamos imagens de alta resolução espacial dos mosaicos do satélite Planet Labs Inc., disponibilizadas pela Rede Brasil MAIS/MJSP, além da composição cor-verdadeira do Sentinel-2 e mosaicos do Google Satellite, que serviram como referência visual na identificação dos alvos.

A partir da matriz de confusão, foram calculados os índices de acurácia geral, índice Kappa, acurácia do usuário e acurácia do produtor. Esses parâmetros permitiram quantificar o desempenho do classificador em cada categoria temática, além de avaliar a confiabilidade e consistência do mapa final de uso e cobertura do solo.

2.4 Fragmentação e estrutura da paisagem florestal

Os padrões espaciais da paisagem foram quantificados por meio de métricas de estrutura calculadas no *software* FRAGSTATS 4.2 (McGarigal; Cushman; Ene, 2015), a partir do mapa temático de uso e cobertura do solo gerado pela classificação supervisionada no GEE. O mapa classificado foi exportado em formato *raster* e utilizado como entrada no FRAGSTATS, adotando-se um sistema de vizinhança de 8 células (*8 cell neighbor rule*) para identificação dos fragmentos adjacentes.

As métricas foram calculadas em nível de classe, com ênfase na classe de vegetação arbórea (florestal), de modo a caracterizar sua configuração espacial e o grau de fragmentação em cada sub-bacia da BHRA (Tabela 2). Foram incluídas métricas referentes às dimensões de tamanho e borda, forma, área central e agregação, que permitem descrever de forma abrangente a estrutura e conectividade dos remanescentes florestais (Lang; Blaschke, 2009).

Para avaliação da área central, foi considerada uma borda de 100 m, enquanto o índice de proximidade foi calculado utilizando um raio de busca de 100 m, permitindo verificar o isolamento e a conectividade entre os fragmentos.

Tabela 2. Descrição das métricas de paisagem utilizadas, em nível de classe (floresta).

Categoria	Sigla	Métrica	Descrição	Unidade
Tamanho	TA	Total Area	Área total da classe	km ²
	PLAND	Percentage of Landscape	Percentual da paisagem ocupado pela classe	%
	NP	Number of Patches	Número total de fragmentos da classe	n
	PD	Patch Density	Número de fragmentos por unidade de área	n/km ²
	AREA_MN	Mean Patch Area	Área média dos fragmentos	ha
	AREA_CV	Area Coefficient of Variation	Variabilidade relativa do tamanho dos fragmentos	%
Forma	SHAPE_MN	Mean Shape Index	Complexidade média da forma dos fragmentos	Adimensional
	SHAPE_AM	Area-weighted Mean Shape Index	Complexidade de forma ponderada pela área dos fragmentos	Adimensional
	FRAC_MN	Mean Fractal Dimension Index	Grau de irregularidade das bordas dos fragmentos	Adimensional
Área Central	TCA	Total Core Area	Soma total das áreas centrais dos fragmentos	km ²
	CPLAND	Core Area Percentage of Landscape	Percentual da paisagem composto por áreas centrais	%
	CORE_MN	Mean Core Area	Área média dos núcleos internos dos fragmentos	ha
	CAI_MN	Core Area Index (mean)	Percentual médio de área central em relação ao tamanho dos fragmentos	%
	CAI_AM	Core Area Index (área weighted mean)	Índice de área central ponderado pela área dos fragmentos	%
Isolamento	PROX_MN	Mean Proximity Index	Grau de proximidade e agregação entre fragmentos em um raio definido de 100 m	%
	ENN_MN	Euclidean Nearest Neighbor Distance (mean)	Distância média até o fragmento mais próximo	m
	ENN_CV	Coefficient of Variation of ENN	Variabilidade da distância ao vizinho mais próximo	%
Agregação	IJI	Interspersion and Juxtaposition Index	Uniformidade na distribuição espacial das manchas em relação às demais classes	%
	LSI	Landscape Shape Index	Complexidade da forma da paisagem como um todo	Adimensional

Fonte: Ene; McGarigal, 2023.

2.5 Modelagem do corredor ecológico

O corredor ecológico foi modelado de acordo com a metodologia proposta por Leal, Leal e Matricardi (2023). Os pontos de referência para conexão dos fragmentos foram definidos de forma a ligar um fragmento de maior extensão (área-fonte), situado em uma região mais conservada da BHRA, a um fragmento localizado em área com maior grau de fragmentação (área-alvo).

Foram geradas matrizes de custo individuais para os principais atributos da paisagem: uso e cobertura do solo, declividade e distância euclidiana de fragmentos florestais. Essas matrizes foram posteriormente combinadas por meio de operações de aritmética de bandas e atribuição de pesos aos fatores, resultando em uma matriz de custo total. Essa matriz expressa o grau de resistência ao deslocamento das espécies ao longo da paisagem, considerando os efeitos de barreiras físicas.

Com base na matriz de custo total, foi realizada a modelagem do corredor utilizando o algoritmo de menor custo (*Least-Cost Path Analysis*), implementado nas ferramentas do *software* QGIS 3.40. Esse algoritmo calcula o caminho de menor resistência cumulativa entre a área-fonte e a área-alvo, a partir do custo associado a cada célula da matriz.

O resultado foi a geração de uma imagem de caminho de menor custo e, a partir dele, a delimitação do corredor ecológico potencial, representando a rota com maior viabilidade estrutural e funcional para promover a conectividade entre os fragmentos florestais da BHRA.

Para avaliar a quantidade de remanescentes de vegetação ao longo do corredor, foi criada uma malha hexagonal com espaçamento horizontal e vertical de 500 m. Os hexágonos figuram como unidades amostrais da paisagem. Em seguida, realizou-se a interseção entre os hexágonos e os dados de uso da terra obtidos pela classificação supervisionada. A cada hexágono foi atribuído um valor percentual de cobertura florestal, considerando que uma mesma célula hexagonal pode abranger diferentes classes de uso e cobertura dentro de sua área.

3. Resultados

3.1 Classificação do uso e cobertura do solo

A Bacia Hidrográfica do Rio Acre (BHRA) tem uma área total de, aproximadamente, 35.395,0 km², dividida em nove sub-bacias. A classificação do uso e cobertura do solo revela que a paisagem da BHRA é majoritariamente ocupada por vegetação arbórea (floresta), que ocupa aproximadamente 69,8% do território total. As classes que representam antropização

– composta por pastagem, solo exposto e área edificada – somam cerca de 27,1% da área total. (Figura 2 e Tabela 3).

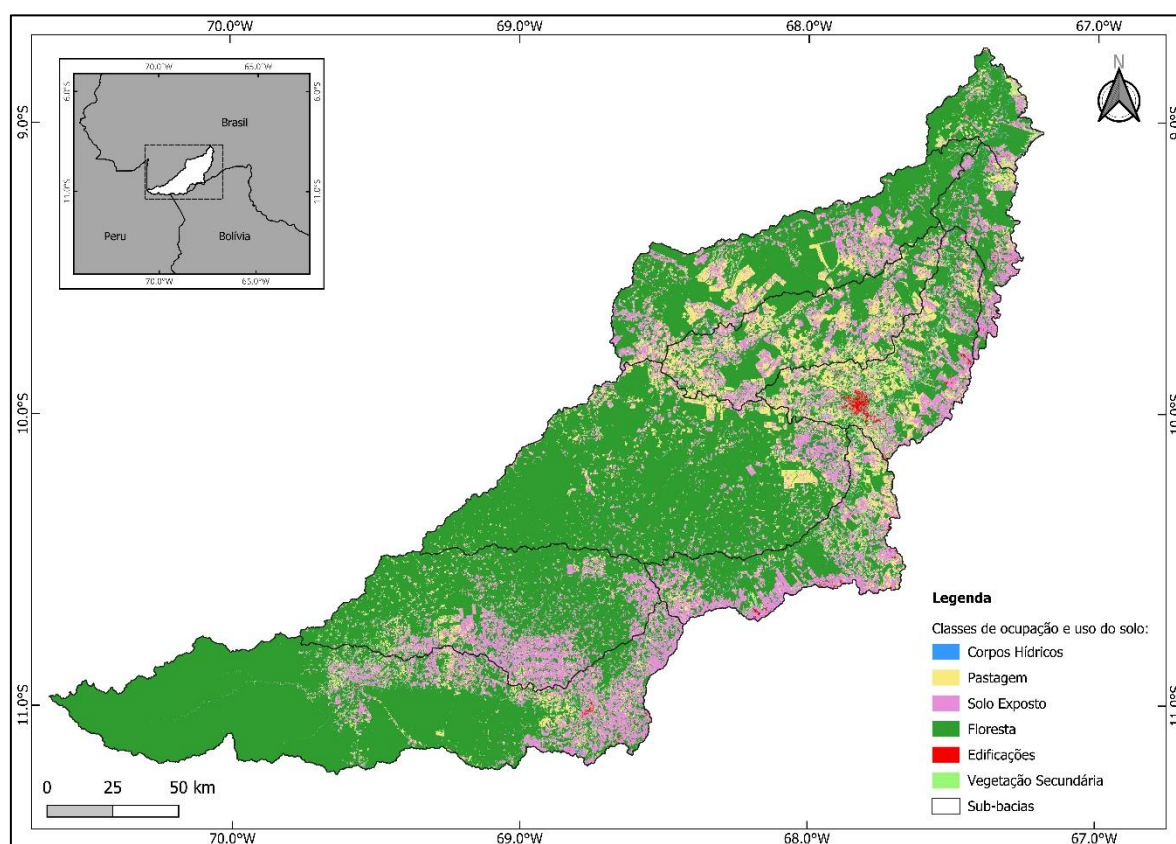


Figura 2. Classificação de uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Acre.

A distribuição das classes de uso e cobertura do solo nas sub-bacias do Rio Acre mostrou forte predominância de vegetação arbórea, embora em proporções variáveis. No Alto Acre e Espalha, esse tipo de cobertura apresentou 79,5% e 84,6%, respectivamente, configurando os percentuais mais elevados. Na sub-bacia do Xapuri, a vegetação arbórea foi igualmente majoritária, cobrindo 71,3% da área, mas com maior presença relativa de áreas antropizadas, que somam 26,4%.

No Médio-Baixo Rio Acre e Médio-Alto Rio Acre, a cobertura florestal foi menos expressiva, com 51,7% e 44,7%, respectivamente, enquanto os usos antrópicos se destacaram, alcançando 43,0% e 49,0%. Na sub-bacia do Andirá, a vegetação arbórea ocupou 48,7% da área e as classes antropizadas somaram 46,4%, indicando proporções semelhantes entre cobertura florestal e atividades humanas.

As sub-bacias Antimari e Baixo Acre apresentaram percentuais intermediários de vegetação arbórea, acompanhados por valores significativos de áreas antropizadas, que chegaram a 28,1% e 37,4%. Na Foz do Rio Acre, a cobertura florestal alcançou 72,6%,

enquanto os usos antrópicos representaram 20,3%, destacando-se como um dos setores de menor pressão antrópica relativa.

Tabela 3. Distribuição da área das classes de uso e cobertura do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Acre.

Classes de Uso e Cobertura do Solo	Área (km ²) em cada sub-bacia								
	Alto Rio Acre	Rio Xapuri	Rio Espalha	Médio- Baixo Rio Acre	Médio- Alto Rio Acre	Rio Andirá	Rio Antimari	Baixo Rio Acre	Foz do Rio Acre
Vegetação Arbórea	6.546,9	3.415,3	6.443,2	1.372,6	1.306,9	1.405,7	2.842,0	688,8	730,4
Vegetação Secundária	156,8	108,3	96,2	126,9	158,0	135,9	104,3	37,4	65,7
Solo Exposto	1.140,2	977,7	590,2	804,7	757,9	691,3	705,0	332,9	128,9
Pastagem	348,8	278,5	480,1	314,6	611,8	642,5	451,2	91,0	70,0
Área Edificada	18,5	5,3	5,9	19,9	63,5	4,8	9,5	13,3	5,3
Corpos Hídricos	18,9	3,9	3,3	16,2	24,7	6,8	4,1	6,1	6,4
Total	8.230,1	4.789,0	7.618,9	2.654,9	2.922,8	2.887,0	4.116,1	1.169,5	1.006,7

3.2 Acurácia do mapeamento

A avaliação da acurácia da classificação demonstrou um desempenho satisfatório do algoritmo classificador, com exatidão global de 79,67% e índice Kappa de 0,76, o que indica um nível substancial de concordância entre os dados classificados e os dados de referência (Tabela 4).

Tabela 4. Matriz de confusão das classes temáticas de mapeamento da Bacia Hidrográfica do Rio Acre.

Classes	Vegetação Arbórea	Vegetação Secundária	Solo Exposto	Pastagem	Área Edificada	Corpos Hídricos	Total
Vegetação Arbórea	49	1	0	0	0	0	50
Vegetação Secundária	0	42	5	3	0	0	50
Solo Exposto	0	0	44	6	0	0	50
Pastagem	0	7	2	40	0	1	50
Área Edificada	0	0	32	0	17	1	50
Corpos Hídricos	0	1	1	1	0	47	50
Total	49	51	84	50	17	49	300

Omissão (%)	0	17,7	47,6	20	0	4,1	-
-------------	---	------	------	----	---	-----	---

A classe de vegetação arbórea apresenta excelente desempenho, com exatidão do produtor (EP) de 100% e exatidão do usuário (EU) de 98%, demonstrando alta confiabilidade na identificação dessa cobertura. O solo exposto também apresentou elevada EU (88%), embora com EP de 52% refletindo confusão com área edificada. As classes de pastagem e vegetação secundária obtiveram desempenho intermediário, com EP de 80% e 82%, e EU de 80% e 84%, respectivamente (Tabela 5).

A classe de corpos hídricos foi mapeada com elevada precisão, registrando EP de 95% e EU de 94%. Por outro lado, observou-se maior sobreposição entre as classes antropizadas. Área edificada apresentou menor consistência na classificação, com EP de 100% e EU de 34%, devido à significativa confusão com áreas de solo exposto.

Tabela 5. Acurácia do produtor e do usuário das classes temáticas de mapeamento da Bacia Hidrográfica do Rio Acre.

Classe Temática	Acurácia do Usuário – EU (%)	Acurácia do Produtor – EP (%)
Vegetação Arbórea	98	100
Vegetação Secundária	84	82
Solo Exposto	88	52
Pastagem	80	80
Área Edificada	34	100
Corpos Hídricos	94	95

Ainda assim, os valores obtidos indicam que a classificação apresenta qualidade adequada para a análise espacial do uso e cobertura do solo, principalmente no mapeamento de fragmentos florestais, principal alvo desta pesquisa.

3.2 Fragmentação e estrutura da paisagem florestal

As métricas da paisagem revelam diferenças na estrutura espacial dos remanescentes florestais (Tabela 6). A proporção de área ocupada por vegetação arbórea (PLAND) indica distintas condições de conservação entre os setores analisados. O maior valor foi registrado na sub-bacia do Rio Espalha, seguida pela sub-bacia da Alto Rio Acre e pela Foz do Rio Acre, sugerindo que essas regiões mantêm expressiva cobertura florestal em relação à sua área total. Por outro lado, as sub-bacias do Médio-Baixo Rio Acre, Médio-Alto Rio Acre e

Rio Andirá apresentaram os menores percentuais de cobertura florestal, refletindo uma paisagem mais heterogênea e com maior influência de usos antrópicos.

O número de fragmentos (NP) apresentou forte variação entre as sub-bacias, oscilando de 1.354 fragmentos na Foz do Rio Acre até 12.179 no Médio-Alto Rio Acre. Essa variação foi acompanhada por diferenças significativas na densidade de fragmentos (PD), que expressa a quantidade de manchas por quilômetro quadrado e reflete o grau de fragmentação da paisagem. O valor mais elevado de PD foi observado no Médio-Baixo Rio Acre, indicando alta subdivisão dos remanescentes florestais. Em seguida, destacam-se a sub-bacia do Rio Andirá e Médio-Alto Rio Acre, ambos apresentando configurações espaciais mais fragmentadas.

Tabela 6. Composição da paisagem florestal da Bacia Hidrográfica do Rio Acre.

Sub-bacias	TA (km ²)	PLAND (%)	NP	PD (n/km ²)
Alto Rio Acre	6.543,1	79,6	9.749	1,19
Rio Xapuri	3.412, 7	71,3	6.696	1,40
Rio Espalha	6.438,6	84,6	5.323	0,70
Médio-Alto Rio Acre	1.306,6	44,7	12.179	4,17
Médio-Baixo Rio Acre	1.371,9	51,7	6.965	2,62
Rio Andirá	1.405,0	48,7	8.847	3,07
Rio Antimari	2.840,5	69,0	6.115	1,49
Baixo Rio Acre	688,8	58,9	2.276	1,94
Foz do Rio Acre	730,4	72,6	1.354	1,35
Total	24.737,6	-	59.504	-

*siglas: TA: Total Area; PLAND: Percentage of Landscape; NP: Number os Patches; PD: Patch Density.

Nas sub-bacias com maiores percentuais de vegetação, como o Rio Espalha e o Alto Rio Acre, observou-se menor densidade de fragmentos, sugerindo a presença de manchas mais contínuas e menos subdivididas. A sub-bacia do Rio Xapuri apresentou valores intermediários, compatíveis com uma estrutura florestal ainda predominante, mas com fragmentação em avanço. O Baixo Rio Acre e o Rio Antimari apresentaram densidades de 1,94 n/km² e 1,49 n/km², respectivamente, situando-se em uma condição intermediária de fragmentação em relação ao conjunto da bacia.

As métricas relacionadas à área e forma dos fragmentos florestais reforçam o padrão de heterogeneidade observado na BHRA (Tabela 7). A área média dos fragmentos variou amplamente entre as sub-bacias, com valores mais elevados no Rio Espalha e no Alto Rio Acre, refletindo a presença de manchas florestais mais extensas e contínuas nessas microrregiões.

Em contraste, o Médio-Baixo Acre apresentou menor área média, indicando elevada subdivisão da vegetação. As sub-bacias do Rio Andirá e Médio-Alto Acre também exibiram valores reduzidos, compatíveis com o padrão de fragmentação identificado pelas métricas de densidade de fragmentos.

Tabela 7. Tamanho e forma dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Acre.

Sub-bacias	AREA_MN (ha)	AREA_CV (%)	SHAPE_MN	SHAPE_AM	FRAC_MN
Alto Rio Acre	67,12	8.311,40	1,36	15,41	1,07
Rio Xapuri	50,97	7.600,35	1,31	37,32	1,07
Rio Espalha	120,96	7.093,91	1,27	28,55	1,06
Médio-Alto Rio Acre	10,73	2.658,64	1,33	10,20	1,06
Médio-Baixo Rio Acre	19,70	4.322,30	1,34	18,27	1,07
Rio Andirá	15,88	4.741,18	1,30	13,67	1,06
Rio Antimari	46,45	7.327,88	1,29	27,09	1,06
Baixo Rio Acre	30,26	3.288,82	1,32	16,34	1,06
Foz do Rio Acre	53,94	2.768,56	1,30	13,52	1,06

*siglas: AREA_MN: Mean Patch Area; AREA_CV: Area Coeficiente of Variation; SHAPE_MN: Mean Shape Index; SHAPE_AM: Area-weighted Mean Shape Index; FRAC_MN: Mean Fractal Dimension Index.

A variabilidade no tamanho dos fragmentos, expressa pelo coeficiente de variação da área, foi elevada em todas as sub-bacias, com destaque para o Alto Rio Acre e Rio Xapuri, o que sugere a coexistência de fragmentos muito pequenos e alguns poucos significativamente maiores em toda a paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Acre (BHRA).

Em relação à complexidade da forma dos fragmentos, o índice médio de forma (SHAPE_MN) variou pouco entre as sub-bacias, oscilando entre 1,27 e 1,36. No entanto, o SHAPE_AM, que pondera a forma pela área dos fragmentos, mostrou diferenças mais

marcantes, com destaque para o Rio Xapuri (37,32) e Rio Espalha (28,55), indicando que os maiores fragmentos dessas sub-bacias apresentam formas mais irregulares e complexas.

A dimensão fractal média (FRAC_MN) foi bastante uniforme entre as sub-bacias, variando entre 1,06 e 1,07, sugerindo uma baixa complexidade geométrica das bordas dos fragmentos em toda a região analisada.

As métricas de área central dos fragmentos florestais evidenciam diferentes níveis de conservação e integridade estrutural da vegetação (Tabela 8). A área total de núcleo (TCA) apresentou valores mais elevados nas sub-bacias do Rio Espalha e do Alto Rio Acre, indicando a predominância de extensos blocos florestais com grande proporção de áreas interiores preservadas. Esses setores registraram também os maiores valores de CPLAND, com 73,53% e 67,87%, respectivamente, demonstrando uma cobertura florestal contínua e baixa de influência de bordas.

Tabela 8. Área central dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Acre.

Sub-bacias	TCA (km ²)	CPLAND (%)	CORE_MN	CAI_MN	CAI_AM
Alto Rio Acre	5.582,08	67,87	57,26	0,87	85,31
Rio Xapuri	2.576,44	53,84	38,48	0,63	75,50
Rio Espalha	5.597,94	73,53	105,17	0,56	86,94
Médio-Alto Rio Acre	896,27	33,78	12,87	0,68	65,33
Médio-Baixo Rio Acre	705,23	24,13	5,79	0,54	53,97
Rio Andirá	929,30	32,20	10,50	0,74	66,14
Rio Antimari	2.293,35	55,74	37,50	0,57	80,73
Baixo Rio Acre	491,66	42,04	21,60	0,65	71,38
Foz do Rio Acre	574,48	57,07	42,43	0,52	78,65

*siglas: TCA: Total Core Area; CPLAND: Core Area Percentage of Landscape; CORE_MN: Mean Core Area; CAI_MN: Core Area Index (mean); CAI_AM: Core Area Index (area-weighted mean).

Em contrapartida, as sub-bacias do Médio-Baixo Rio Acre, Médio-Alto Rio Acre e Rio Andirá apresentaram as menores proporções de área central, com valores de CPLAND variando entre 24,13% e 33,78%. O valor médio de área central (CORE_MN) reforça essa tendência, variando apenas 5,79 ha no Médio-Baixo Rio Acre a mais de 100 ha no Rio

Espalha, revelando a grande disparidade entre sub-bacias em termos de integridade do habitat florestal.

Em sub-bacias com maior conservação, como o Alto Rio Acre e Rio Espalha, os valores médios e ponderados dos índices de área central (CAI_MN e CAI_AM) são mais altos, refletindo núcleos mais coesos e menos fragmentados. Já nas áreas mais antropizadas, os valores menores de CAI indicam núcleos reduzidos e mais vulneráveis aos efeitos de borda.

Em relação à conectividade e isolamento dos fragmentos na BHRA (Tabela 9), o Índice de Proximidade Média (PROX_MN) foi mais elevado nas sub-bacias do Rio Espalha, Xapuri e Antimari, sugerindo maior agregação e conectividade entre os fragmentos florestais e continuidade da cobertura vegetal. Em contraponto, as sub-bacias do Baixo Rio Acre e da Foz do Rio Acre apresentaram os menores valores, evidenciando isolamento e descontinuidade da vegetação.

Tabela 9. Conectividade e isolamento dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Acre.

Sub-bacias	PROX_MN	ENN_MN	ENN_CV	IJI	LSI
Alto Rio Acre	373.052,58	72,13	79,22	75,46	54,59
Rio Xapuri	592.727,88	78,25	86,10	70,41	58,89
Rio Espalha	1.686.010,86	73,68	90,29	69,91	39,05
Médio-Alto Rio Acre	70.784,22	75,36	94,30	74,63	92,98
Médio-Baixo Rio Acre	10.554,65	68,38	88,44	76,12	65,60
Rio Andirá	45.652,92	79,22	89,87	69,73	65,52
Rio Antimari	505.147,54	80,06	93,40	71,03	44,76
Baixo Rio Acre	86.252,03	73,41	94,83	73,10	36,12
Foz do Rio Acre	128.479,62	67,26	97,84	70,04	24,27

*siglas: PROX_MN: Mean Proximity Index; ENN_MN: Euclidean Nearest Neighbor Distance; ENN_CV: Coefficient of Variation of ENN; IJI: Interpersion and Juxtaposition; LSI: Landscape Shape Index.

Os valores de Distância Euclidiana do Vizinho Mais Próximo (ENN) e seu coeficiente de variação reforçam a heterogeneidade espacial, principalmente nas sub-bacias com forte pressão antrópica. O Coeficiente de Variação (ENN_CV), que expressa a

variabilidade dessa distância, apresentou valores altos em todas as sub-bacias, indicando irregularidade na distribuição dos remanescentes.

O Índice de Interpersão e Justaposição (IJI) apresentou valores relativamente equilibrados entre as sub-bacias, indicando uma distribuição moderadamente uniforme das manchas florestais em meio às áreas antropizadas.

O Índice de Forma da Paisagem (LSI), que reflete a complexidade da forma da paisagem como um todo, apresentou valores mais elevados no Médio-Alto Rio Acre e Médio-Baixo Rio Acre, indicando maior fragmentação e irregularidade na configuração espacial dos fragmentos. Em contraste, a Foz do Rio Acre apresentou o menor LSI, sugerindo uma paisagem mais compacta e menos fragmentada.

A análise conjunta da quantidade (Tabela 10) e da área (Tabela 11) dos fragmentos florestais evidencia diferenças entre as sub-bacias do Rio Acre. De modo geral, observa-se que a estrutura da paisagem é fortemente condicionada pela predominância de grandes remanescentes florestais, embora a presença de numerosos fragmentos pequenos revele um padrão de fragmentação variável ao longo da bacia (Figura 3).

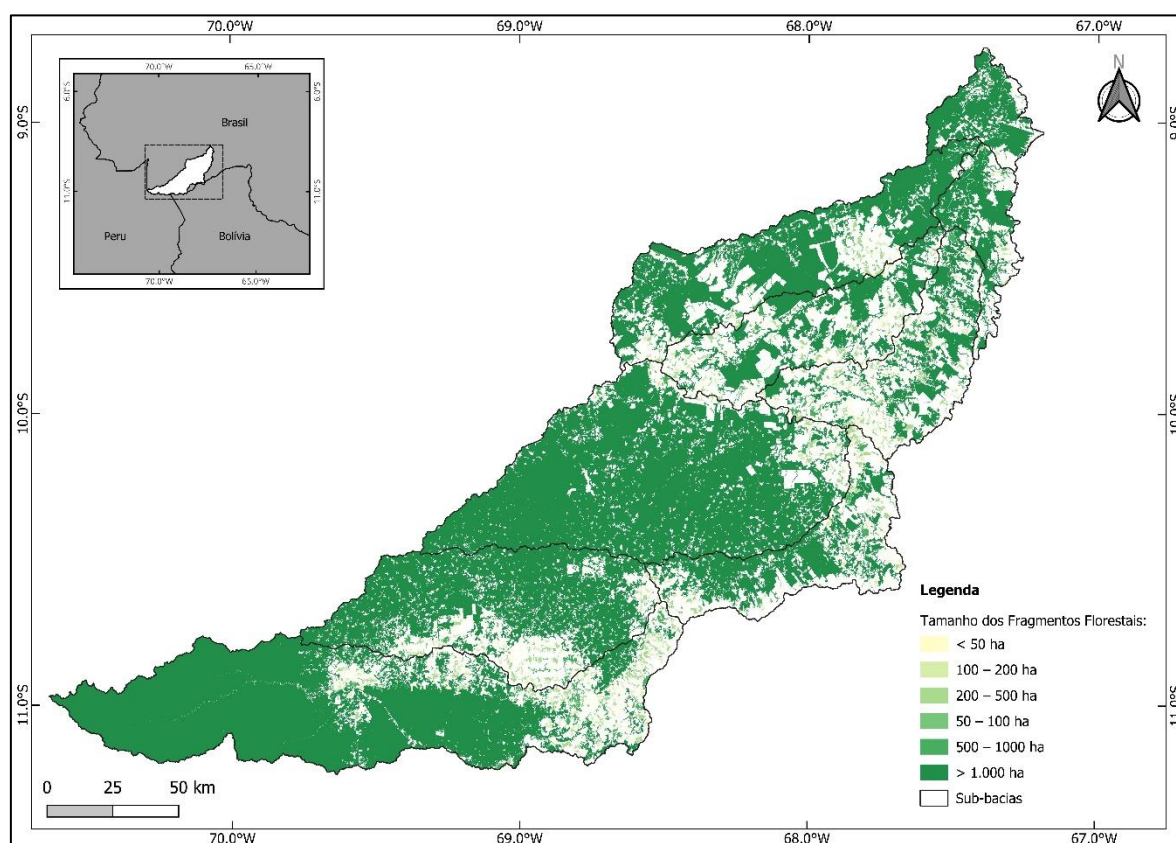


Figura 3. Distribuição por classe de tamanho dos fragmentos florestais, em ha, nas sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Rio Acre.

Tabela 10. Número de fragmentos florestais, por classes de tamanho, nas sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Rio Acre.

Classe de tamanho dos Fragmentos Florestais (ha)	Sub-bacias / Número de Fragmentos Florestais								
	Alto Rio Acre	Rio Xapuri	Rio Espalha	Médio-Baixo Acre	Médio-Alto Acre	Rio Andirá	Rio Antimari	Baixo Rio Acre	Foz do Rio Acre
< 50	9.577	6.616	5.272	12.044	6.881	8.729	6.046	2.254	1.344
50 – 100	67	31	24	54	30	50	38	8	4
100 – 200	40	25	24	30	20	32	14	6	3
200 – 500	35	16	7	23	21	20	12	3	0
500 – 1.000	17	6	3	10	6	5	3	1	0
> 1.000	13	2	3	18	7	11	2	4	3
Total	9.749	6.696	5.323	12.179	6.965	8.847	6.115	2.276	1.354

Tabela 11. Área total dos fragmentos florestais (km²), por classes de tamanho, nas sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Rio Acre

Classe de tamanho dos Fragmentos Florestais (ha)	Sub-bacias / Área total dos Fragmentos (km ²)								
	Alto Rio Acre	Rio Xapuri	Rio Espalha	Médio-Baixo Acre	Médio-Alto Acre	Rio Andirá	Rio Antimari	Baixo Rio Acre	Foz do Rio Acre
< 50	141,6	81,5	53,4	133,8	85,9	100,8	61,2	25,8	13,2
50 – 100	45,5	22,6	16,2	37,3	21,6	35,3	25,6	5,67	2,99
100 – 200	56,2	37,8	19,5	40,8	26,9	43,2	20,6	8,78	4,19
200 – 500	113,8	49,6	23,2	72,3	57,3	54,9	38,3	6,99	0
500 – 1.000	118,2	38,8	19,1	70,4	39,6	37,5	20,5	5,83	0
> 1.000	6.071,6	3.185,0	6.311,8	952,3	1.141,3	1.133,9	2.675,9	635,8	710,0
Total	6.547,0	3.415,3	6.443,2	1.307,0	1.372,6	1.405,7	2.842,0	688,8	730,4

As sub-bacias do Alto Rio Acre, Rio Espalha e Rio Xapuri apresentaram um padrão marcado pelo predomínio de grandes fragmentos florestais, que compõem quase toda a extensão da cobertura remanescente nessas regiões. No entanto, observa-se simultaneamente

a presença de muitos pequenos fragmentos, especialmente os menores que 50 ha, distribuídos de forma disseminada pela matriz florestal.

Nas regiões intermediárias da Bacia, compostas pelas sub-bacias Médio-Alto Rio Acre, Médio-Baixo Rio Acre, Rio Andirá e Rio Antimari, o padrão é distinto. Nessas áreas, fragmentos pequenos e médios são numericamente predominantes, representando 90% do total de fragmentos, mas correspondendo a menos de 15% da área total florestal. As maiores extensões continuam associadas à classe superior a 1.000 ha, embora com número relativamente reduzido de grandes manchas. Esse comportamento reflete um arranjo espacial mais fragmentado, com grande quantidade de fragmentos de pequena dimensão dispersos entre áreas contínuas de floresta.

As sub-bacias do Baixo Rio Acre e Foz do Rio Acre apresentaram os menores valores absolutos de área florestal. Nelas, a classe de fragmentos maiores que 1.000 ha também foi dominante, representando praticamente toda a área florestal remanescente. Entretanto, os fragmentos inferiores a 50 ha foram os mais numerosos, revelando uma paisagem composta por poucos grandes remanescentes e muitos pequenos fragmentos isolados.

De forma geral, a distribuição das classes de tamanho indica que a maior parte da área florestal total da BHRA está concentrada em poucos fragmentos de grande extensão, enquanto os fragmentos pequenos, apesar de numerosos, representam uma fração mínima da área total. Esse padrão é recorrente em todas as sub-bacias, com variações apenas na densidade e proporção dos fragmentos menores.

3.3 Modelagem do corredor ecológico

Com o objetivo de ampliar a conectividade entre os remanescentes florestais da BHRA, foi selecionado um fragmento localizado na sub-bacia do Rio Espalha, denominado como área-fonte, e um fragmento situado na sub-bacia do Rio Antimari, denominado por área-alvo.

A definição da área-fonte baseou-se em sua proximidade com a Reserva Extrativista (RESEX) Chico Mendes, região que apresenta uma boa conectividade florestal. Por sua vez, a área-alvo foi escolhida por estar à jusante de zonas com maior grau de fragmentação, como as sub-bacias do Médio Rio Acre e Rio Andirá, de modo a estabelecer uma ligação entre o grande bloco florestal contíguo da RESEX Chico Mendes e uma porção mais ao norte da bacia, atravessando a região central da BHRA.

O corredor modelado apresentou uma área de 402,26 km² e o comprimento do eixo central de 170,65 km. Em grande parte de sua extensão, o corredor modelado segue o

percurso da Área de Preservação Permanente (APP) do canal do Rio Antimari. Ao longo da extensão do corredor, observaram-se áreas com característica de floresta e áreas com maior grau de fragmentação ou em sobreposição com outra classe, quando o corredor coincide com áreas antropizadas.

Apesar de o corredor proposto abranger uma área contínua, foram identificados trechos com redução de largura, concentrados em algumas regiões específicas. Esses estreitamentos refletem zonas de elevado custo acumulado nas células vizinhas, o que limita a expansão lateral do corredor e indica áreas com maior grau de fragmentação na paisagem.

Em contrapartida, as porções alargadas do corredor correspondem a áreas ambientalmente mais favoráveis para seu delineamento, associadas a baixos custos acumulados, que favorecem a conectividade entre fragmentos. No entanto, nessas mesmas regiões mais amplas, podem ocorrer núcleos isolados com valores elevados de custo acumulado, os quais representam pequenas descontinuidades ou trechos com escassa cobertura vegetal, resultando em redução local da conectividade estrutural.

A análise da cobertura florestal nas unidades amostrais revelou uma predominância marcante de áreas com elevados percentuais de vegetação remanescente (Figura 4 e Tabela 12). A classe de 90–100% de cobertura florestal concentrou 1.690 hexágonos, correspondendo a 67,87% do total das unidades e a 79,98% da área total de vegetação florestal estimada do corredor ecológico.

As classes intermediárias, compreendendo intervalos de 50 a 90% de vegetação, reuniram 376 hexágonos (aproximadamente 15% do total), representando cerca de 20,6% da área florestal total. Por outro lado, as classes inferiores a 50% de cobertura florestal foram menos expressivas, totalizando 349 hexágonos (13,3% das unidades), que concentraram apenas 4,34% da área florestal.

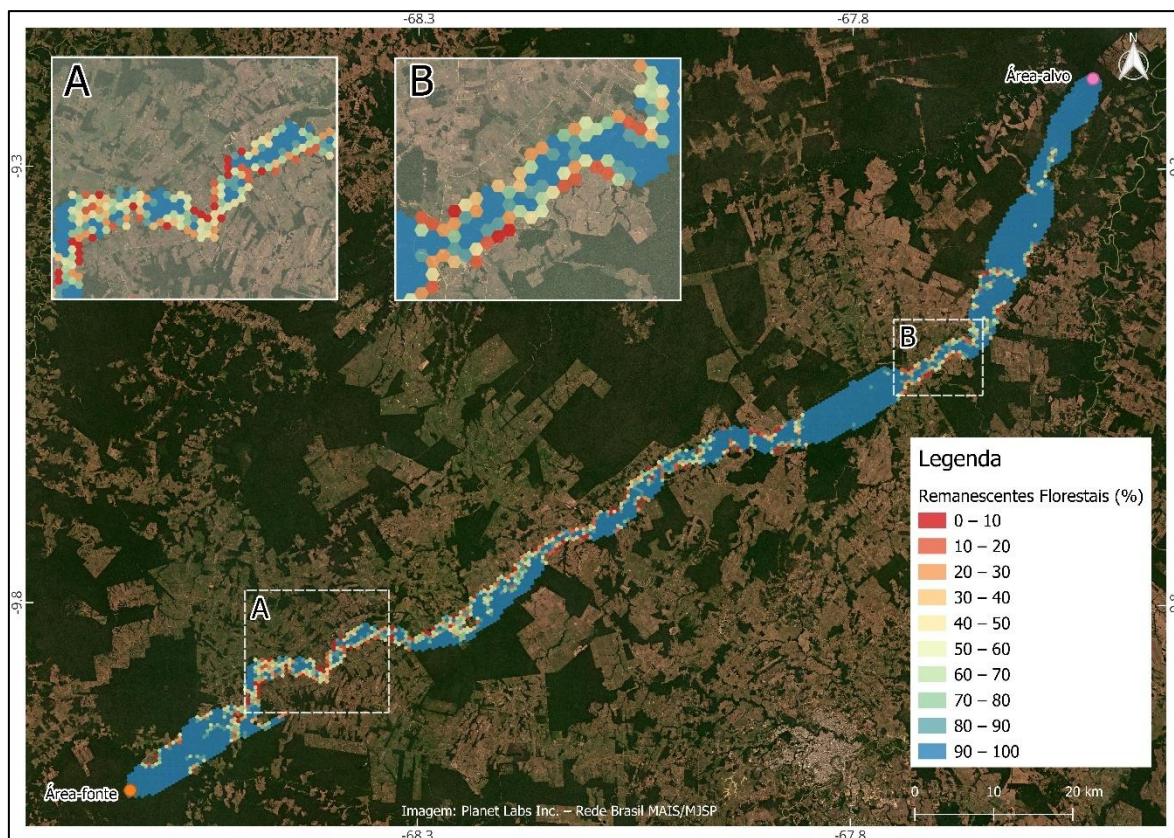


Figura 4. Vegetação florestal remanescente, em 2024, na malha hexagonal do corredor ecológico modelado na Bacia Hidrográfica do Rio Acre.

Tabela 12. Distribuição dos hexágonos amostrais da paisagem por classes percentuais e área de cobertura florestal.

Classes de Cobertura Florestal (%)	Hexágonos		Vegetação Florestal	
	Número de Unidades	Percentual (%)	Área (km ²)	Área (%)
0 – 10	61	2,45	0,64	0,14
10 – 20	67	2,69	2,19	0,48
20 – 30	68	2,73	3,64	0,80
30 – 40	72	2,89	5,47	1,20
40 – 50	81	3,25	7,92	1,75
50 – 60	79	3,17	9,42	2,07
60 – 70	104	4,18	14,71	3,24
70 – 80	114	4,58	18,52	4,08
80 – 90	154	6,18	28,37	6,25
90 – 100	1690	67,87	363,09	79,98
Total	2490	100,0	453,98	100,0

4 Discussão

4.1 Padrões de ocupação e uso do solo

A predominância de vegetação arbórea observada na BHRA confirma o papel estratégico da bacia como uma importante zona de manutenção da cobertura florestal no sudoeste da Amazônia. Essa expressiva proporção de florestas evidencia a persistência de extensos remanescentes de vegetação nativa, concentradas especialmente nas sub-bacias do Alto Rio Acre, Rio Espalha e Rio Xapuri.

Essas sub-bacias coincidem espacialmente com regiões sob a influência de Unidades de Conservação (UC's) e Terras Indígenas (TI's), contribuindo na manutenção da cobertura vegetal e o reduzindo o avanço das atividades antrópicas. Essas áreas destinadas à preservação ambiental contribuem para a conservação da cobertura vegetal, qualidade da água e o controle relativo da expansão antrópica, inclusive no seu entorno (Amin *et al.*, 2019; Prioli Duarte *et al.*, 2023; Zanin *et al.*, 2024).

No cenário da paisagem, a Reserva Extrativista (RESEX) Chico Mendes figura como uma UC de destaque, tendo em vista que ocupa grande extensão da BHRA. Mesmo sendo uma área legalmente protegida, a RESEX vem apresentando sinais de redução da cobertura florestal (Souza *et al.*, 2024). Embora a RESEX ainda represente um dos maiores blocos de vegetação contínua da Bacia, o aumento frequente de desflorestamentos aponta para um processo incipiente de fragmentação interna.

Esse fenômeno de abertura de clareiras na parte interna da cobertura florestal tende a gerar rupturas estruturais e funcionais, ampliando a exposição das bordas e favorecendo a perda de conectividade dentro da própria UC. Caso essa tendência persista, a RESEX poderá enfrentar degradação progressiva de seu núcleo florestal, comprometendo sua capacidade de manter a biodiversidade e de cumprir seu papel ecológico como um importante corredor florestal da BHRA (Du *et al.*, 2025).

Por outro lado, o avanço de usos antrópicos em parte significativa da Bacia do Rio Acre, revela um cenário de pressão sobre áreas florestais, especialmente nas sub-bacias do Médio-Baixo Rio Acre, Médio-Alto Rio Acre e Rio Andirá, onde a proporção de áreas convertidas ultrapassa 40%. Nessa região, concentram-se áreas agrícolas, assentamentos rurais e zonas de crescimento urbano, que configuram o aspecto de paisagem mais fragmentada e de maior vulnerabilidade ambiental (De Azevedo, 2021).

A perda de vegetação nativa está diretamente ligada às atividades antrópicas, sendo impulsionada principalmente pela expansão agrícola, pecuária e urbanização. Essas ações

provocam perda de habitat e a redução da biodiversidade, superando as causas naturais de degradação (Bodo; Gimah; Seomoni, 2021).

As regiões urbanas e periurbanas da BHRA, especialmente no entorno de Rio Branco, exercem influência sobre a estrutura da paisagem. A expansão da malha urbana, associada à abertura de novas vias e ao avanço de loteamentos, tem promovido a substituição direta da cobertura florestal por áreas edificadas e de solo exposto (Cabral et al., 2024). Esse processo altera o padrão espacial da vegetação, ampliando a fragmentação e aumentando a pressão por novas áreas desflorestadas (Santos et al., 2022).

As áreas margeadas pelas rodovias na BHRA apresentam maior fragmentação e perda de cobertura florestal, resultado da expansão linear da infraestrutura e da ocupação associada. As rodovias funcionam como vetores de abertura da paisagem, promovendo a conversão de florestas em pastagens e áreas agrícolas, além de favorecer o efeito de borda e o isolamento dos fragmentos remanescentes (Kazama *et al.*, 2021; Mann; Agrawal; Joshi, 2019; Newman; McLaren; Wilson, 2014; Oduro Appiah; Agyemang-Duah; Adei, 2024).

O avanço da fronteira agropecuária constitui outro vetor determinante na transformação da paisagem da BHRA. A conversão de florestas em pastagens e áreas agrícolas ocorre de forma constante, impulsionada tanto por atividades de subsistência quanto pela expansão da pecuária extensiva. Em contrapartida aos ganhos econômicos, esse padrão afeta condições edafoclimáticas essenciais para o desenvolvimento da agropecuária brasileira, intensificando as vulnerabilidades ambientais e socioeconômicas (Chaves *et al.*, 2024).

Para mitigar esses efeitos negativos, é necessário conciliar esse avanço com a conservação ambiental e o desenvolvimento sustentável, especialmente em regiões que já foram desmatadas, demandando estratégias integradas que promovam tanto a intensificação e diversificação das economias locais como a proteção das florestas remanescentes (Silva; Prasad; Diniz-Filho, 2017).

Essas dinâmicas resultam na formação de mosaicos descontínuos, compostos por fragmentos pequenos e irregulares intercalados por matrizes antrópicas (Rocha; De Lima; Adami, 2021). As sub-bacias do Médio e Baixo Rio Acre, onde a ocupação rural e urbana é mais consolidada, representam o ápice desse processo, refletindo o padrão clássico do avanço da fronteira agrícola na Amazônia.

A distribuição espacial das manchas de desmatamento e uso antrópico na Amazônia revela que a expansão das pastagens ocorre de forma difusa e não-contígua, caracterizando áreas de baixa compactidade e alta fragmentação, típicas de estágios iniciais e intermediários

de conversão florestal (Teixeira *et al.*, 2025). Essas transformações reforçam a importância de compreender o desmatamento não apenas pela extensão das áreas convertidas, mas também pela morfologia e distribuição espacial das manchas.

4.2 Estrutura da paisagem

A BHRA apresenta um padrão de paisagem heterogênea, onde a classe florestal ainda predomina, mas cede espaço à expansão antrópica, revelando um gradiente de integridade ecológica. Esse gradiente decresce do alto para o baixo curso da Bacia, intensificando-se na porção média da Bacia.

Essa tendência evidencia a necessidade de estabelecer mecanismos de planejamento territorial, em caráter contingencial, que previnam a expansão descontrolada, reduzam o desmatamento e a fragmentação, assegurando a integridade e conectividade das áreas protegidas (Armenteras *et al.*, 2019).

Embora com elevados percentuais de vegetação, as sub-bacias localizadas mais ao sul da BHRA, como Rio Xapuri, Rio Espalha e Alto Rio Acre, apresentaram alta concentração de pequenas manchas, causando o efeito de “perfuração de florestas intactas”. Esse efeito gera descontinuidade espacial e promove a fragmentação progressiva da paisagem, ampliando as bordas. À medida que essas perdas em pequena escala se acumulam, a floresta torna-se mais fragmentada e vulnerável (Du *et al.*, 2025).

O aumento do número de manchas em regiões com grau de antropização mais intensificada reflete o avanço da fragmentação (Mockrin *et al.*, 2025; Sonti *et al.*, 2025). Além disso, a configuração das manchas em formato irregular e com baixo índice de compacidade indica que grande parte dos remanescentes florestais se encontram mais suscetível a efeitos de borda e à instabilidade estrutural. Fragmentos menores e alongados tendem a apresentar maior exposição às variáveis microclimáticas, fatores que aceleram processos de degradação e dificultam a regeneração natural (Senevirathna *et al.*, 2024).

A ampla variação na área média dos fragmentos confirma a heterogeneidade da paisagem com distintos estágios de degradação e conservação, onde coexistem manchas contínuas de grande extensão, associadas a áreas mais conservadas e múltiplos fragmentos de pequena dimensão, refletindo um padrão de fragmentação desigual.

Nas sub-bacias da BHRA mais influenciadas pela antropização, os remanescentes florestais estão cercados por uma matriz de distintos usos. Essa configuração favorece o avanço de processos de degradação progressiva. Tal dinâmica tende a ser auto perpetuante, pois quanto mais fragmentada a paisagem, maior a vulnerabilidade dos remanescentes aos

distúrbios adicionais, como riscos à saúde humana, erosão e degradação do solo (Da Silva *et al.*, 2025).

Esse tipo de fragmentação tende a comprometer a permeabilidade da matriz, reduzindo a conectividade e aumentando os efeitos de borda (Albiero-Júnior *et al.*, 2021; Fischer *et al.*, 2021). O resultado é uma paisagem composta por múltiplos fragmentos pequenos e distantes entre si, o que impacta diretamente a biodiversidade, resiliência florestal e os fluxos ecológicos, especialmente de espécies dependentes de hábitat florestal contínuo (Fu *et al.*, 2025; Yuan *et al.*, 2026).

Em relação à forma, os índices analisados demonstram que os fragmentos florestais da BHRA apresentam, em geral, morfologias simples e pouco compactas, embora os maiores fragmentos exibam formas mais irregulares e alongadas, sugerindo a influência de processos de desmatamento não-lineares e expansão difusa da ocupação. Em áreas mais sujeitas às pressões antrópicas, os fragmentos florestais tendem a apresentar forma mais complexa, com bordas mais longas, perda de área central e distribuição menos agregada (Slattery; Fenner, 2021).

As métricas de área central evidenciam que a BHRA apresenta uma estrutura florestal dessemelhante, na qual setores ainda bem conservados coexistem com regiões em perda de cobertura vegetal, onde a perda de áreas interiores representa um dos principais sinais do avanço da fragmentação. As porções ao sul da Bacia, notadamente as sub-bacias do Rio Espalha e Alto Rio Acre, mantêm blocos florestais mais amplos e contínuos, com extensas áreas centrais e baixa influência de bordas.

Esse padrão reflete menor pressão antrópica nessas regiões, onde a ocupação humana é mais dispersa e a acessibilidade limitada. Nessas áreas, a elevada proporção de núcleo florestal indica alta capacidade de manutenção de processos ecológicos internos, como estabilidade microclimática, disponibilidade de habitat e resiliência a distúrbios externos (Fu *et al.*, 2025).

Em contraste, as sub-bacias do Médio-Baixo Rio Acre, Médio-Alto Rio Acre e Rio Andirá exibem menores proporções de áreas centrais em seus remanescentes florestais. A substituição da floresta por matrizes de pastagem e solo exposto reduz a profundidade dos fragmentos (Luther *et al.*, 2020). Esses efeitos impactam diretamente a composição florística e a fauna associada, promovendo a degradação progressiva da eficiência ecológica dos remanescentes (Yang *et al.*, 2024).

As diferenças nos índices de área central reforçam essa interpretação, mostrando que as áreas mais conservadas mantêm núcleos mais coesos e menos vulneráveis, enquanto

regiões com alta interferência humana apresentam núcleos dispersos e descontínuos (Cai *et al.*, 2024; Trejo; Azevedo-Ramos; Lenti, 2025)

Essa relação espacial reflete um processo de desflorestamento gradual e difuso, em que a floresta não é necessariamente suprimida em grandes blocos, mas sofre fragmentação interna crescente, típica de paisagens em transição entre conservação e uso consolidado. A manutenção de áreas conservadas é fundamental para garantir a estabilidade ecológica da Bacia e preservar os serviços ambientais que sustentam a biodiversidade e o equilíbrio hidrológico da região (Bodo; Gimah; Seomoni, 2021; Slattery; Fenner, 2021; Zanin *et al.*, 2024).

A análise da conectividade reforça os padrões previamente observados de fragmentação e heterogeneidade estrutural na BHRA, marcada por contrastes espaciais. A disposição irregular e o distanciamento entre os remanescentes florestais evidenciam uma conectividade limitada e descontínua, especialmente nas áreas mais alteradas da Bacia.

As regiões que mantêm fragmentos mais próximos e agregados demonstram maior continuidade ecológica, o que favorece o deslocamento da fauna e o fluxo gênico entre populações. Em contrapartida, as áreas onde os fragmentos estão mais distantes e dispersos expressam rupturas na conectividade estrutural, dificultando a manutenção de processos ecológicos essenciais e aumentando a vulnerabilidade dos remanescentes à degradação (Albiero-Júnior *et al.*, 2021; Fynn; Campbell, 2018; Hending *et al.*, 2023; Rocha; De Lima; Adami, 2021).

A heterogeneidade na distribuição dos fragmentos reflete a influência da expansão antrópica, que cria uma matriz composta por usos agrícolas e pastagens, intercalada por manchas de vegetação remanescente. Essa configuração reduz a permeabilidade da paisagem e amplia o isolamento funcional entre os fragmentos, tornando a conectividade dependente de corredores ripários e pequenos núcleos florestais (Andrade *et al.*, 2020; Feitosa *et al.*, 2023; Pirovani *et al.*, 2014; Rocha; De Lima; Adami, 2021).

Ainda que parte das sub-bacias apresente padrões relativamente equilibrados de distribuição, a irregularidade na forma e no arranjo dos fragmentos evidencia que a conectividade florestal na BHRA é frágil e descontínua, demandando ações de manejo voltadas à restauração e à criação de zonas de ligação ecológica entre áreas prioritárias para conservação (Bodo; Gimah; Seomoni, 2021; Paiva *et al.*, 2020; Trejo; Azevedo-Ramos; Lenti, 2025).

4.3 Proposição de corredor ecológico

A modelagem do corredor ecológico entre uma extensão do fragmento da RESEX Chico Mendes a um fragmento da sub-bacia do Rio Andirá configura uma estratégia fundamental frente ao processo de fragmentação florestal em curso na BHRA. Em paisagens onde os remanescentes florestais encontram-se cada vez mais isolados, os corredores ecológicos se tornam elementos-chave para restabelecer a conectividade estrutural e funcional, permitindo o deslocamento da fauna, o fluxo gênico entre populações e a manutenção de processos ecológicos essenciais à estabilidade dos ecossistemas (Gangenova *et al.*, 2025; Pineda-Zapata *et al.*, 2024).

A proposição de corredores ecológicos é uma ação estratégica para conter a ruptura da continuidade florestal e reduzir os efeitos da barreira imposta pela matriz agropecuária (Niu *et al.*, 2025). Esse tipo de conexão tem papel decisivo na mitigação dos efeitos da fragmentação, pois reduz o isolamento de populações biológicas e aumenta a resiliência ecológica da paisagem (Wu; Convertino, 2025).

No contexto da BHRA, onde predominam fragmentos pequenos e irregulares intercalados por áreas de uso agropecuário, o estabelecimento de corredores ecológicos é crucial para recompor fluxos ecológicos interrompidos. Além de favorecer a fauna, esses corredores também promovem trocas de propágulos vegetais, facilitando a recuperação de áreas perturbadas e a expansão natural de florestas secundárias. Assim, atuam como vetores de regeneração ambiental, integrando conservação e restauração em uma mesma abordagem (Cai *et al.*, 2024; Gangenova *et al.*, 2025).

A análise da cobertura florestal ao longo do corredor ecológico modelado revela que a maior parte de sua extensão mantém alta integridade da vegetação, caracterizada por trechos contínuos e bem conservados de floresta. Essa configuração indica que o traçado do corredor percorre predominantemente áreas com baixa interferência antrópica, o que reforça sua viabilidade ecológica para promover a conectividade entre as sub-bacias (Beltrão *et al.*, 2024; Pineda-Zapata *et al.*, 2024).

As classes intermediárias de cobertura florestal identificadas no interior do corredor representam zonas de transição entre florestas intactas e setores mais alterados, refletindo gradientes de uso e cobertura do solo associados à presença de bordas florestais e áreas sob influência humana moderada (Wang *et al.*, 2025).

Essas zonas intermediárias estão concentradas principalmente nas proximidades de projetos de assentamento rural, onde a paisagem apresenta uso agropecuário mais intenso e fragmentação crescente. Nessas áreas, o avanço das atividades agrícolas e da pecuária tende

a reduzir a continuidade da cobertura florestal, criando clareiras e corredores antrópicos que influenciam a integridade ecológica do entorno (Merenlender; Keeley; Hilty, 2025; Niu *et al.*, 2025).

As classes com integridade florestal inferior a 50% apresentam baixa representatividade ao longo do corredor, indicando que as áreas mais degradadas ou desmatadas são pontuais e espacialmente restritas. Contudo, esses trechos podem funcionar como gargalos críticos à conectividade estrutural, comprometendo a continuidade do fluxo ecológico e demandando atenção prioritária em ações de restauração e manejo (Amin *et al.*, 2019; Rivas; Guerrero-Casado; Navarro-Cerrillo, 2024).

Apesar disso, essas regiões também representam áreas estratégicas para ações de restauração florestal, pois funcionam como elos entre fragmentos florestais mais preservados, contribuindo para reforçar a conectividade funcional do corredor e garantir sua efetividade a longo prazo (Rivas; Guerrero-Casado; Navarro-Cerrillo, 2024).

Mesmo em um cenário de crescente pressão antrópica, a presença de grandes fragmentos, tais como os derivados das áreas protegidas da BHRA, oferece o ponto de partida ideal para iniciativas de conectividade ecológica planejada, pois essas áreas funcionam como reservatórios de biodiversidade e núcleos de estabilidade ambiental.

De modo geral, a distribuição dos valores de cobertura florestal demonstra um padrão de paisagem predominantemente conservada, com alta proporção de hexágonos nas classes superiores de vegetação e reduzida ocorrência de fragmentos altamente degradados. Esses resultados reforçam a importância ecológica do corredor analisado e apontam para boas condições de continuidade da vegetação nativa, aspecto essencial para a manutenção da conectividade e do fluxo biológico entre os fragmentos florestais.

Assim, a modelagem do corredor na BHRA demonstra o potencial de integrar ferramentas espaciais de análise da paisagem a estratégias de gestão territorial, contribuindo para o planejamento ambiental orientado à conservação, essencial para manter a funcionalidade ecológica e a sustentabilidade das florestas amazônicas.

Conclusões

Os resultados obtidos evidenciam que a Bacia Hidrográfica do Rio Acre (BHRA) apresenta uma paisagem estruturalmente heterogênea, marcado por áreas ainda bem conservadas e outras submetidas a intensa pressão antrópica. Embora a cobertura florestal ainda predomine, a expansão da fronteira agropecuária, a formação de pequenos fragmentos

e a fragmentação interna de florestas contínuas indicam um processo progressivo de perda de integridade ecológica.

A análise das métricas de paisagem e a modelagem do corredor ecológico reforçam a importância da manutenção da conectividade florestal como estratégia essencial para a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. O corredor proposto apresenta alto potencial funcional, integrando áreas conservadas e regiões mais degradadas, mas também evidenciam zonas críticas que requerem ações de manejo e restauração florestal.

De forma geral, o estudo contribui para compreender a dinâmica espacial da fragmentação florestal na BHRA e fornece subsídios técnicos para o planejamento territorial e a gestão ambiental integrada, fundamentais à conservação das paisagens amazônicas sob crescente pressão de uso do solo.

Referências

- ALBIERO-JÚNIOR, Alci *et al.* Amazon forest fragmentation and edge effects temporarily favored understory and midstory tree growth. **Trees - Structure and Function**, v. 35, n. 6, p. 2059–2068, 1 dez. 2021.
- ALVARES, Clayton Alcarde; STAPE, Jose Luiz; SENTELHAS, Paulo Cesar. Köppen's Climate Classification Map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, 6. v. 22, 2013.
- AMIN, A. *et al.* Neighborhood effects in the Brazilian Amazônia: Protected areas and deforestation. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 93, p. 272–288, 1 jan. 2019.
- ANDRADE, Ádanna De Souza *et al.* Fragmentação da vegetação da bacia hidrográfica do Rio Marapanim, nordeste do Pará. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 2, p. 406, 4 jun. 2020.
- ANTUNES DA SILVA, Larissa *et al.* Inundation mapping using hydraulic modeling with high-resolution remote sensed data: a case study in the Acre River Basin, Brazil. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 10, n. 3, p. 3051–3066, jun. 2024.
- ARMENTERAS, Dolors *et al.* Scenarios of land use and land cover change for NW Amazonia: Impact on forest intactness. **Global Ecology and Conservation**, v. 17, p. e00567, jan. 2019.
- BELTRÃO, Mayara Guimarães *et al.* Priority areas and implementation of ecological corridor through forest restoration to safeguard biodiversity. **Scientific Reports**, v. 14, n. 1, p. 30837, 28 dez. 2024.
- BODO, Tombari; GIMAH, Batombari Gbidum; SEOMONI, Kemetonye Joy. Deforestation and Habitat Loss: Human Causes, Consequences and Possible Solutions. **Journal of Geographical Research**, v. 4, n. 2, p. 22–30, 11 maio 2021.

CABRAL, Beatriz Figueiredo *et al.* Amazon deforestation: A dangerous future indicated by patterns and trajectories in a hotspot of forest destruction in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 354, p. 120354, 1 mar. 2024.

CAI, Yaotong *et al.* Forest fragmentation trends and modes in China: Implications for conservation and restoration. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 133, p. 104094, 1 set. 2024.

CHAVES, Michel E. D. *et al.* AMACRO: the newer Amazonia deforestation hotspot and a potential setback for Brazilian agriculture. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 22, n. 1, p. 93–100, 1 jan. 2024.

CHEN, Benxin; IANNONE III, Basil V. FRAGSTATS: A Free Tool for Quantifying and Evaluating Spatial Patterns. **EDIS**, v. 2020, n. 6, p. 9, 5 nov. 2020.

DA PONTE, Emmanuel *et al.* Paraguay's Atlantic Forest cover loss – Satellite-based change detection and fragmentation analysis between 2003 and 2013. **Applied Geography**, v. 79, p. 37–49, fev. 2017.

DA SILVA, Edilson Freitas *et al.* Multidecadal analysis of erosion susceptibility in a watershed heavily impacted by deforestation in southeastern Amazonia. **International Journal of Sediment Research**, v. 40, n. 3, p. 426–438, 1 jun. 2025.

D'ALMEIDA, Cassiano *et al.* A water balance model to study the hydrological response to different scenarios of deforestation in Amazonia. **Journal of Hydrology**, v. 331, n. 1–2, p. 125–136, nov. 2006.

DE AZEVEDO, Luiz Augusto Mesquita. Análise da evolução do desmatamento no estado do Acre, na bacia do rio Acre, em buffer e na sua APP, no período de 1997 a 2017 / Analysis of the evolution of deforestation in the state of Acre, in the Acre river basin, in buffer and in its APP, from 1997 to 2017. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 4, n. 3, p. 3116–3133, 19 jul. 2021.

DU, Yating *et al.* Amazon Basin shows reduced forest loss but increased forest spatial fragmentation in 1992–2020. **Science of The Total Environment**, v. 990, p. 179917, ago. 2025.

DUTT, Sanjana *et al.* Forest ecosystem on the edge: Mapping forest fragmentation susceptibility in Tuchola Forest, Poland. **Ecological Indicators**, v. 161, p. 111980, abr. 2024.

ENE, E; MCGARIGAL, K. Fragstats – Documentation: Fragstats Metrics. **FRAGSTATS**. 2023. Disponível em: < <https://fragstats.org/index.php/documentation>>. Acesso em: 07 out. 2025.

FEITOSA, Thaiana Brunes *et al.* Temporal Analysis of Forest Fragmentation in the Amazon Rainforest of Tocantins State, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 30, n. 2, 2023.

FERNANDES, Milton Marques *et al.* Forest fragmentation in the São Francisco River Hydrographic Basin, Brazil. **Ciencia Florestal**, v. 32, n. 3, p. 1227–1246, 1 jul. 2022.

FISCHER, Rico *et al.* Accelerated forest fragmentation leads to critical increase in tropical forest edge area. **Science Advances**, v. 7, n. 37, p. 1DUMMMY, 1 set. 2021.

FU, Xinxin *et al.* Ecosystem resilience response to forest fragmentation in China: Thresholds identification. **Journal of Environmental Management**, v. 380, p. 125180, abr. 2025.

FYNN, Iris E. M.; CAMPBELL, James. Forest fragmentation and connectivity in Virginia between 2001 and 2011. **Journal of Landscape Ecology(Czech Republic)**, v. 11, n. 3, p. 98–119, 2018.

GANGENOVA, Elena *et al.* Forest corridors preserve biodiversity in tree plantation landscapes of the Southern Atlantic Forest: a multi-taxa approach using passive sampling methods. **Forest Ecology and Management**, v. 580, p. 122522, 15 mar. 2025.

GÓMEZ-FERNÁNDEZ, Darwin *et al.* Landsat images and GIS techniques as key tools for historical analysis of landscape change and fragmentation. **Ecological Informatics**, v. 82, p. 102738, set. 2024.

HADDAD, Nick M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, 1 mar. 2015.

HENDING, Daniel *et al.* Forest fragmentation and its associated edge-effects reduce tree species diversity, size, and structural diversity in Madagascar's transitional forests. **Biodiversity and Conservation**, v. 32, n. 10, p. 3329–3353, 1 ago. 2023.

KAZAMA, Verônica Satomi *et al.* Global review on forest road optimization planning: Support for sustainable forest management in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 492, p. 119159, 15 jul. 2021.

KUPFER, John A. Landscape ecology and biogeography: Rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS landscape. **Progress in Physical Geography**, v. 36, n. 3, p. 400–420, 2012.

LAURANCE, William F. *et al.* An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, v. 93, n. 1, p. 223–247, 1 fev. 2018.

LUTHER, David A. *et al.* Tropical forest fragmentation and isolation: Is community decay a random process? **Global Ecology and Conservation**, v. 23, p. e01168, 1 set. 2020.

MANN, Deepika; AGRAWAL, Girish; JOSHI, P. K. Spatio-temporal forest cover dynamics along road networks in the Central Himalaya. **Ecological Engineering**, v. 127, p. 383–393, 1 fev. 2019.

MCGARIGAL, K; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. Spatial Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. **Software de computador produzido pelos autores na Universidade de Massachusetts, Amherst.** Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>. 2015

MERENLENDER, Adina; KEELEY, Annika; HILTY, Jodi. Habitat Connectivity and Ecological Corridors for Biodiversity Conservation. *In: Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences.* [S.l.]: Elsevier, 2025.

MOCKRIN, Miranda H. *et al.* Legacies of urbanization and suburbanization on forest patch distribution, ownership, and use: Insights from Baltimore, Maryland. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 107, p. 128778, 1 maio 2025.

MONTIBELLER, Bruno *et al.* Increasing fragmentation of forest cover in Brazil's Legal Amazon from 2001 to 2017. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, 1 dez. 2020.

NEWMAN, Minke E.; MCLAREN, Kurt P.; WILSON, Byron S. Assessing deforestation and fragmentation in a tropical moist forest over 68 years; the impact of roads and legal protection in the Cockpit Country, Jamaica. **Forest Ecology and Management**, v. 315, p. 138–152, 1 mar. 2014.

NIU, Teng *et al.* Interactions between the structure of forest-grassland ecological spatial networks and water conservation functions at a national scale. **Landscape Architecture and Sustainability**, v. 1, p. 100004, 1 set. 2025.

ODURO APPIAH, Joseph; AGYEMANG-DUAH, Williams; ADEI, Dina. Analysis of the relationship between forest patch degradation, land uses, and terrain variables in a protected landscape in Ghana. **Trees, Forests and People**, v. 16, p. 100587, 1 jun. 2024.

PAIVA, Paula Fernanda Pinheiro Ribeiro *et al.* Deforestation in protect areas in the Amazon: a threat to biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 1, p. 19–38, 1 jan. 2020.

PINEDA-ZAPATA, Sara *et al.* Mapping the way: identifying priority potential corridors for protected areas connectivity in Colombia. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 22, n. 2, p. 156–166, 1 abr. 2024.

PIRES, Gabrielle Ferreira; COSTA, Marcos Heil. Deforestation causes different subregional effects on the Amazon bioclimatic equilibrium. **Geophysical Research Letters**, v. 40, n. 14, p. 3618–3623, 28 jul. 2013.

PIROVANI, Daiani Bernardo *et al.* Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 271–281, abr. 2014.

PRIOLI DUARTE, Daniela *et al.* Reducing natural vegetation loss in Amazonia critically depends on the formal recognition of indigenous lands. **Biological Conservation**, v. 279, p. 109936, mar. 2023.

REYGADAS, Yunuen; SPERA, Stephanie A.; SALISBURY, David S. Effects of deforestation and forest degradation on ecosystem service indicators across the Southwestern Amazon. **Ecological Indicators**, v. 147, p. 109996, mar. 2023.

RIVAS, Carlos A.; GUERRERO-CASADO, José; NAVARRO-CERRILLO, Rafael M. Functional connectivity across dominant forest ecosystems in Ecuador: A major challenge for a country with a high deforestation rate. **Journal for Nature Conservation**, v. 78, p. 126549, 1 mar. 2024.

ROCHA, Nívia C. V.; DE LIMA, Aline M. M.; ADAMI, Marcos. Forest Fragmentation And Landscape Structure In The Guamá River Basin, Eastern Amazon. **GEOGRAPHY, ENVIRONMENT, SUSTAINABILITY**, v. 14, n. 3, p. 32–40, 4 out. 2021.

SANTOS, Yara L. F. *et al.* Amazon deforestation and urban expansion: Simulating future growth in the Manaus Metropolitan Region, Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 304, p. 114279, 15 fev. 2022.

SENA, José Antônio *et al.* Evaluation of Vulnerability to Extreme Climatic Events in the Brazilian Amazonia: Methodological Proposal to the Rio Acre Basin. **Water Resources Management**, v. 26, n. 15, p. 4553–4568, dez. 2012.

SENEVIRATHNA, Ayesha D. *et al.* Do remnant forest patches provide microclimate buffering? A case study from Sri Lanka. **Forest Ecology and Management**, v. 562, p. 121925, 15 jun. 2024.

SILVA, Jhon Lennon Bezerra Da *et al.* Environmental degradation of vegetation cover and water bodies in the semiarid region of the Brazilian Northeast via cloud geoprocessing techniques applied to orbital data. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 121, p. 104164, jan. 2023.

SILVA, José Maria Cardoso Da; PRASAD, Shivangi; DINIZ-FILHO, José Alexandre Felizola. The impact of deforestation, urbanization, public investments, and agriculture on human welfare in the Brazilian Amazonia. **Land Use Policy**, v. 65, p. 135–142, jun. 2017.

SLATTERY, Zoe; FENNER, Richard. Spatial Analysis of the Drivers, Characteristics, and Effects of Forest Fragmentation. **Sustainability**, v. 13, n. 6, p. 3246, jan. 2021.

SONTI, Nancy F. *et al.* Whose woods are these? Forest patch characteristics and ownership across cities of the eastern United States. **Landscape and Urban Planning**, v. 260, p. 105374, 1 ago. 2025.

SOUZA, Vanessa Sidrim da Silva de *et al.* Análise multitemporal da vegetação da Reserva Extrativista Chico Mendes por meio da plataforma Mapbiomas. **Caderno Pedagógico**, v. 21, n. 7, p. e5412–e5412, 3 jul. 2024.

STAAL, Arie *et al.* Feedback between drought and deforestation in the Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 4, 1 abr. 2020.

TAUBERT, Franziska *et al.* Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, n. 7693, p. 519–522, 22 fev. 2018.

TEIXEIRA, Márcio J. *et al.* Analyzing and forecasting the morphology of Amazon deforestation. **Forest Ecology and Management**, v. 586, p. 122662, 15 jun. 2025.

TREJO, Pedro; AZEVEDO-RAMOS, Claudia; LENTI, Felipe. Forest fragmentation in the Brazilian Amazon: Trends and conservation strategies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 23, n. 2, p. 104–109, abr. 2025.

VILLARD, Marc André; METZGER, Jean Paul. Beyond the fragmentation debate: A conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 2, p. 309–318, 2014.

WANG, Sheng *et al.* Identification and optimization of ecological corridors in the middle reaches of the Yellow River Basin. **Journal of Cleaner Production**, v. 512, p. 145676, 25 jun. 2025.

WATSON, James E. M. *et al.* The exceptional value of intact forest ecosystems. **Nature Ecology and Evolution**, v. 2, n. 4, p. 599–610, 1 abr. 2018.

WU, Lirong; CONVERTINO, Matteo. Ecological corridor design for ecoclimatic regulation: Species as eco-engineers. **Ecological Indicators**, v. 171, p. 113149, 1 fev. 2025.

YANG, Jingyi *et al.* Impacts of spatiotemporal urban expansion on the species richness and functional traits of adults and sapling woody trees and shrubs of urban remnant forest patches. **Ecological Indicators**, v. 166, p. 112498, 1 set. 2024.

YUAN, Zhiwen *et al.* Landscape patterns indicate reduced forest fragmentation in the Danjiangkou Reservoir Area following the implementation of the Natural Forest Protection Program. **Ecological Engineering**, v. 223, p. 107814, 1 fev. 2026.

ZANIN, Paulo Rodrigo *et al.* Do protected areas enhance surface water quality across the Brazilian Amazon? **Journal for Nature Conservation**, v. 81, p. 126684, set. 2024.

APÊNDICES

Apêndice 1. Informações e link para as normas de publicação do periódico científico escolhido para submissão do primeiro artigo proveniente desta dissertação.

Nome da revista: Ecological Indicators.

ISSN Online: 1872-7034.

Editora: Elsevier.

Fator de Impacto (2024): 7,4.

Classificação Qualis/Capes em Biodiversidade e Ciências Agrárias I: A1.

Link para acesso às normas da revista (instruções para autores):

<https://www-sciencedirect-com.ez12.periodicos.capes.gov.br/journal/ecological-indicators/publish/guide-for-authors>
