

RODRIGO LACERDA BRITO NETO

**DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA PAISAGEM E PERMANÊNCIA DE
HABITATS FLORESTAIS NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA CHAPADA
DO ARARIPE**

RECIFE

Pernambuco - Brasil

Junho – 2024

RODRIGO LACERDA BRITO NETO

**DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA PAISAGEM E PERMANÊNCIA DE
HABITATS FLORESTAIS NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA CHAPADA
DO ARARIPE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Ciências Florestais da Universidade Federal
Rural de Pernambuco, para obtenção do título de
Doutor em Ciências Florestais, na linha de
pesquisa Ecologia e Conservação da Natureza.

Orientadora: Prof^a. Dr^a Ana Lícia Patriota Feliciano Marangon

Coorientador: Prof. Dr. Emanuel Araújo Silva

RECIFE

Pernambuco - Brasil

Junho – 2024

FICHA CATALOGRÁFICA

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que seja para fins acadêmicos ou científicos, e citada a fonte – O autor”

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Bibliotecário(a): Auxiliadora Cunha – CRB-4 1134

B862d Brito Neto, Rodrigo Lacerda.

Dinâmica espaço-temporal da paisagem e permanência de habitats florestais na Área de Proteção Ambiental da Chapada do Araripe / Rodrigo Lacerda Brito Neto. – Recife, 2024.
136 f.; il.

Orientador(a): Ana Lícia Patriota Feliciano Marangon.
Co-orientador(a): Emanuel Araújo Silva.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Recife, BR-PE, 2024.

Inclui referências.

1. Índice de Permanência. 2. Sensoriamento remoto. 3. Região árida. 4. Séries Temporais 5. MapBiomas. I. Marangon, Ana Lícia Patriota Feliciano, orient. II. Silva, Emanuel Araújo, coorient. III. Título

CDD 634.9

RODRIGO LACERDA BRITO NETO

**DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA PAISAGEM E PERMANÊNCIA DE
HABITATS FLORESTAIS NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA CHAPADA
DO ARARIPE**

Banca examinadora

Prof. Dr. Alessandro de Paula
Departamento de Engenharia Agrícola e Solos – UESB / Vitória da Conquista – BA

Dr^a. Mayara Maria de Lima Pessoa
Centro de Saúde e Tecnologia Rural – UFCG / Patos – PB

Prof. Dr. Hernande Pereira da Silva
Departamento de Engenharia Agrícola – UFRPE/Recife – PE

Prof.^a Dr^a. Elisiane Alba
Unidade Acadêmica de Serra Talhada – UFRPE/ Serra Talhada – PE

Orientadora:

Prof^a. Dr^a. Ana Lícia Patriota Feliciano Marangon
Departamento de Ciência Florestal - UFRPE/Recife – PE

RECIFE
Pernambuco - Brasil
Junho - 2024

À Jeferson Menezes, psicólogo, CRP 17/6408.

DEDICO.

1. AGRADECIMENTOS

Agradeço à UFRPE, coordenação, docentes e técnicos, por proporcionar todo o suporte para conclusão desta Tese;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - Brasil (CNPq), pela concessão da bolsa;

Aos colegas do programa de pós-graduação, Amanda, Debora, Ricardo, Anderson Mago, Mauricio e Jailson por me proporcionarem a experiência presencial de pertencimento ao ambiente acadêmico após longos meses de disciplinas somente online;

Aos meus pais, que com pouca instrução, nunca entenderam direito o que eu faço e ainda assim nunca deixaram de acreditar;

Aos amigos do grupo de estudos, Theilon, Nadia e Maicon,

À Daíse, que foi minha professora durante a graduação, e agora é amiga e professora para vida. Obrigado pelo suporte e pelo amparo.

Ao Daniel, pela presença única que foi muito essencial para eu aguentar seguir na rotina de trabalho com a Tese;

Ao Tiago, às minhas vizinhas Telma e Juliana, e novamente ao Anderson Mago; pessoas que para qualquer urgência minha, sempre estiveram a uma porta de distância;

À minha orientadora, pela experiência e domínio que mostrou ter, especificamente nas questões técnicas e operacionais da orientação e escrita da tese; pela força que demonstrou em segurar a barra nos momentos difíceis e sempre indicava o melhor caminho; pela sua compreensão e segurança, que me foi necessária quando, por questões da pandemia, o projeto teve que ser alterado quase no fim do período máximo.

Ao meu coorientador, sempre atento e atualizado quanto às técnicas e ferramentas voltadas para análises em sensoriamento remoto. Fui seu aluno em diversas disciplinas ofertadas nesta área. Tudo o que aprendi aumentou ainda mais minha curiosidade em programação, especialmente para análises na área de engenharia florestal, que certamente serão importantes para minha vida profissional.

*“A ciência é muito mais do que um corpo de conhecimento. É **uma maneira de pensar**. E isso é fundamental para o nosso sucesso. A ciência nos convida a aceitar os fatos, mesmo quando eles não estão de acordo com nossos preconceitos. Ela nos aconselha a levar hipóteses alternativas em nossas cabeças e ver quais são as que melhor correspondem aos fatos. Impõe-nos um equilíbrio perfeito entre a abertura sem obstáculos a novas ideias, por mais heréticas que sejam, e o mais rigoroso escrutínio cético de tudo – estabelecendo novas ideias e sabedoria. Precisamos da ampla apreciação desse tipo de pensamento. Funciona. É uma ferramenta essencial para uma democracia em uma era de mudança. Nossa tarefa não é apenas treinar mais cientistas, mas também aprofundar a compreensão pública da ciência.”*

(Carl Edward Sagan, cientista, astrônomo, astrofísico, cosmólogo, escritor e divulgador científico norte-americano. No artigo “Why we need to understand science,” publicado no The Skeptical Inquirer, em 1990, grifo nosso)

BRITO NETO, R. L. DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA PAISAGEM E PERMANÊNCIA DE HABITATS FLORESTAIS NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA CHAPADA DO ARARIPE. 2024. Orientadora: Ana Lícia Patriota Feliciano Marangon. Coorientador: Emanuel Araújo Silva.

RESUMO

A fragmentação florestal na Área de Proteção Ambiental (APA) Chapada do Araripe tem se intensificado ao longo do tempo, impulsionada por mudanças no uso da terra e desmatamento, com graves ameaças à biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos da região. Para compreender a complexidade dessas transformações, este estudo analisou a dinâmica da paisagem na APA entre 1985 e 2022, integrando dados do projeto MapBiomias, métricas da paisagem e um Índice de Permanência, desenvolvido para quantificar a persistência dos habitats florestais ao longo do tempo. No capítulo I, objetivou-se avaliar a dinâmica das mudanças de uso e ocupação da terra e da fragmentação florestal na APA Chapada do Araripe entre os anos de 1985 a 2022. A análise da paisagem, segmentada em Baixada, Encosta e Chapada, revelou um mosaico florestal com diferentes fitofisionomias, cada vez mais fragmentado. As métricas de área, orla e forma evidenciaram uma tendência preocupante de fragmentação, apesar de períodos de recuperação florestal. A crescente desconexão entre os fragmentos florestais, destacada pelas métricas de agregação, levanta sérias preocupações para a biodiversidade. As zonas de Baixada e Chapada apresentaram padrões distintos de fragmentação. A Baixada, mais fragmentada e com maior diversidade de fragmentos, contrasta com a Chapada, menos fragmentada e com menor diversidade. A Baixada demonstrou maior estabilidade na fragmentação ao longo do tempo, enquanto a Chapada experimentou maior variação. No capítulo II, objetivou-se desenvolver um índice que permita quantificar a permanência de habitats florestais ao longo do tempo em valor único, utilizando séries temporais de dados de classificação, uso e cobertura da terra. O Índice de Permanência mostrou ser fortemente correlacionado com variáveis de vegetação, clima e diferenças significativas entre as classes de uso do solo. As formações florestais e de savana apresentaram alta permanência e vigor vegetativo, enquanto áreas de atividades agropecuárias mostraram baixa permanência. A análise identificou quatro clusters distintos, representando diferentes padrões de permanência e características da paisagem. A Formação Florestal, apesar de apresentar manchas maiores e menos fragmentadas, sofre pressão das atividades humanas. A Formação Savana, com alta ocupação da paisagem e manchas relativamente grandes, demonstra maior resiliência. As áreas de agricultura e mosaico de usos agropecuários, com manchas menores e mais fragmentadas, evidenciam a intensificação da fragmentação. A Pastagem, com características intermediárias, varia em termos de tamanho e fragmentação das manchas entre as zonas. Em conclusão, a APA Chapada do Araripe enfrenta desafios críticos relacionados à perda e fragmentação de habitats florestais, impulsionados pela expansão agropecuária e pelo desenvolvimento humano. As diferenças na fragmentação entre as zonas de altitude ressaltam a necessidade de estratégias de manejo diferenciadas, adaptadas às características específicas de cada zona. O Índice de Permanência, ao quantificar a persistência dos habitats florestais, oferece uma ferramenta valiosa para monitorar e avaliar a efetividade das ações de conservação na região.

Palavras-chave: Índice de Permanência, Teoria de Biogeografia de Ilhas, Habitats Florestais, Séries Temporais, MapBiomias, Modelos, Sensoriamento Remoto, Semiárido.

BRITO NETO, R. L. SPATIAL-TEMPORAL LANDSCAPE DYNAMICS AND FOREST HABITAT PERSISTENCE IN THE ENVIRONMENTAL PROTECTION AREA OF CHAPADA DO ARARIPE. 2024. Advisor: Ana Lícia Patriota Feliciano Marangon. Co-advisor: Emanuel Araújo Silva.

ABSTRACT

Forest fragmentation in the Chapada do Araripe Environmental Protection Area (APA) has intensified over time, driven by land use changes and deforestation, posing serious threats to the region's biodiversity and ecosystem services. To understand the complexity of these transformations, this study analyzed the landscape dynamics in the APA between 1985 and 2022, integrating data from the MapBiomas project, landscape metrics, and a Permanence Index, developed to quantify the persistence of forest habitats over time. Chapter I aimed to evaluate the dynamics of land use and occupation changes and forest fragmentation in the APA Chapada do Araripe between 1985 and 2022. The landscape analysis, segmented into Lowland, Slope, and Plateau, revealed a forest mosaic with different phytophysiognomies, increasingly fragmented. Area, edge, and shape metrics indicated a concerning trend of fragmentation, despite periods of forest recovery. The growing disconnection between forest fragments, highlighted by aggregation metrics, raises serious concerns for biodiversity. The Lowland and Plateau zones exhibited distinct fragmentation patterns. The Lowland, more fragmented and with greater fragment diversity, contrasts with the Plateau, which is less fragmented and has lower diversity. The Lowland showed greater stability in fragmentation over time, while the Plateau experienced greater variation. Chapter II aimed to develop an index to quantify the permanence of forest habitats over time in a single value, using time series of land use and cover classification data. The Permanence Index proved to be strongly correlated with vegetation and climate variables and revealed significant differences between land use classes. Forest and savanna formations showed high permanence and vegetative vigor, while agricultural areas exhibited low permanence. The analysis identified four distinct clusters, representing different permanence patterns and landscape characteristics. Forest Formation, despite having larger and less fragmented patches, faces pressure from human activities. Savanna Formation, with high landscape occupation and relatively large patches, demonstrates greater resilience. Agricultural areas and agro-pastoral mosaics, with smaller and more fragmented patches, highlight the intensification of fragmentation. Pasture, with intermediate characteristics, varies in terms of patch size and fragmentation across zones. In conclusion, the APA Chapada do Araripe faces critical challenges related to the loss and fragmentation of forest habitats, driven by agricultural expansion and human development. Differences in fragmentation between altitude zones underscore the need for differentiated management strategies, tailored to the specific characteristics of each zone. The Permanence Index, by quantifying the persistence of forest habitats, offers a valuable tool for monitoring and evaluating the effectiveness of conservation actions in the region.

Keywords: Permanence Index, Island Biogeography Theory, Forest Habitats, Time Series, MapBiomas, Models, Remote Sensing, Semi-arid.

2. SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO GERAL	17
2.	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	18
2.1.	A paisagem em Ecologia da Paisagem	18
2.1.1.	Estrutura da paisagem	19
2.1.2.	Funcionamento da paisagem	21
2.1.3.	Alterações na paisagem	21
2.1.4.	Escala	22
2.1.5.	Influência do meio abiótico nos padrões da paisagem	23
2.1.6.	Análise de padrões	24
2.2.	Sensoriamento Remoto e ecologia da paisagem	25
2.2.1.	Google Earth Engine e Google Collaboratory	26
2.2.2.	Dados relativos à topografia	27
2.2.3.	Dados climáticos	28
2.2.4.	Dados de uso e ocupação da terra	29
2.3.	Área de Proteção Ambiental Chapada do Araripe	30
2.3.1.	Histórico de ocupação	31
2.3.2.	Vegetação	33
2.3.3.	Fragmentação florestal e problemas ambientais	34
3.	REFERÊNCIAS	35
	CAPÍTULO I: DINÂMICA DA PAISAGEM E FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA CHAPADA DO ARARIPE	44
1.	47	
2.	MATERIAL E MÉTODOS	48
2.1.	Caracterização da área de estudo	48
2.1.1.	Geologia e solos	49
2.1.2.	Aspectos climáticos	52
2.2.	Dados de uso e ocupação da terra e cálculo das métricas em nível de classe	55
2.3.	Análise em nível de mancha	57
2.4.	Cálculo das métricas em nível de paisagem	57
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
3.1.	Métricas de área para todas as classes	58
3.2.	Avaliação descritiva da fragmentação na classe Floresta e Agropecuária	66
3.3.	Diferentes zonas de altitude como diferentes paisagens	72

3.4.	Análise em nível de mancha	74
4.	CONCLUSÃO	76
5.	REFERÊNCIAS	78
CAPÍTULO II: ÍNDICE PARA VISUALIZAÇÃO ESPACIAL DA PERMANÊNCIA DE HABITATS FLORESTAIS EM SÉRIES TEMPORAIS		83
1	INTRODUÇÃO	85
2	MATERIAIS E MÉTODOS	87
2.1	Área de estudo	87
2.2	Índice para avaliação da permanência de habitats florestais em Erro! Indicador não definido.	
2.3	Banco de dados rasters	92
2.3.1	Índices de Vegetação	92
2.3.2	Precipitação total acumulada (mm)	93
2.3.3	Temperatura Média da Superfície (LST) (C°)	94
2.3.4	Elevação por modelo digital de elevação (m) e declividade (graus)	95
2.3.5	Água disponível no solo (mm/cm) e densidade aparente do solo (Mg/m ⁹⁶	
2.4	Delineamento experimental	96
2.5	Avaliação do Índice de Permanência em diferentes classes de ocupação da terra	98
2.6	Agrupamento de variáveis edafoclimáticas para identificação de padrões	99
2.7	Diferentes zonas edafoclimáticas como diferentes paisagens	100
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	102
3.1	Avaliação do Índice de Permanência em diferentes classes de uso e ocupação	102
3.2	Agrupamento de variáveis edafoclimáticas para identificação de padrões	111
3.3	Diferentes zonas edafoclimáticas como diferentes paisagens	121
4	CONCLUSÃO	128
5	REFERÊNCIAS	130
CONSIDERAÇÕES FINAIS		135

3. LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Figura 1: Representa quatro tipos de uso do solo: A = Agropecuária, B = Floresta, C = Uso intensivo, D= Rio. A área nuclear, representada pela linha pontilhada em D, é uma parte de uma mancha que está a uma distância especificada a partir da sua orla. 20

Figura 2: Dimensões da escala. Fonte: adaptado de Dungan et al. (2002). 23

Figura 3: Vista da Chapada do Araripe: a) Superfície do cume na região de Santana do Cariri; e b) Destaque das falésias florestais voltadas para o Vale do Cariri/CE. Fonte: Morales e Assine (2015). 30

CAPÍTULO I

Figura 1: Localização da área de estudo na APA Chapada do Araripe (ICMBio), Brasil. 48

Figura 2: Geomorfologia da Bacia do Araripe em APA Chapada do Araripe, Brasil. Fonte: Assine (1990). 49

Figura 3: Classes de declividade na região de estudo em APA Chapada do Araripe, Brasil. As classes de declividade foram definidas conforme Embrapa (Santos et. al, 2018). 50

Figura 4: Tipos de solo na região de estudo em APA Chapada do Araripe, Brasil. Fonte: Embrapa (Santos et. al, 2018). 51

Figura 5: Análise descritiva da precipitação média anual entre os anos de 1986 a 2022 em APA Chapada do Araripe, Brasil. Fonte: Climate Hazards Group Infrared Precipitation (Funk et al., 2015) 52

Figura 6: Precipitação total (mil mm) entre os anos de 1986 a 2022 em APA Chapada do Araripe, Brasil. Fonte: Climate Hazards Group Infrared Precipitation (Funk et al., 2015) 53

Figura 7: Análise descritiva da temperatura anual máxima da superfície entre os anos de 2001 a 2022 em APA Chapada do Araripe, Brasil. Fonte: MODIS/Terra Land Surface Temperature/Emissivity 8-Day L3 Global 1km SIN Grid V061 (Wan; Hook; Hulley, 2021).54

Figura 8: Temperatura média da superfície em C° para dia (A) e noite (B) entre os anos de 2001 a 2022 em APA Chapada do Araripe, Brasil. Fonte: MODIS/Terra Land Surface Temperature/Emissivity 8-Day L3 Global 1km SIN Grid V061 (Wan; Hook; Hulley, 2021).55

Figura 9: Variação da métrica PLAND (%) ao longo dos anos para as diferentes classes de uso da terra em diferentes zonas. Em que, a linha amarela representa os valores de Agropecuária; a linha verde representa os valores de Floresta; a linha mostarda representa os valores de Formação Natural Não Florestal; a linha roxa representa os valores da classe Intensivo; e a linha azul a classe Água. Em APA Chapada do Araripe, Brasil. 61

Figura 10: Diagramas de Sankey das classes de uso e ocupação da terra, para quatro diferentes zonas: AT= Área total, B= Baixada, E= Encosta, C= Chapada. Para cada um dos diagramas, os valores correspondentes ao ano de 1985 estão à esquerda, e os valores correspondentes ao ano de 2022 estão à direita. Em APA Chapada do Araripe, Brasil. 64

Figura 11: Mapa de transição indicando áreas de perdas e ganhos de área da classe Floresta, entre 1985 e 2022 na APA Chapada do Araripe (ICMBio), Brasil. 66

Figura 12: Análise de tendência das métricas de estrutura e configuração das manchas das classes Floresta e Agropecuária, entre os anos de 1985 a 2022. Cada linha representa a variação de uma métrica específica ao longo dos anos. As unidades de medida, quando aplicáveis, estão indicadas nos eixos Y. Em APA Chapada do Araripe, Brasil. 67

Figura 13: Análise de tendência das métricas de Floresta ao longo do tempo, representando as tendências das métricas relacionadas à forma da classe Floresta na região da área total, de 1985 a 2022. Cada linha representa a variação de uma métrica específica ao longo dos anos. As unidades de medida, quando aplicáveis, estão indicadas nos eixos Y. Em APA Chapada do Araripe, Brasil. 70

Figura 14: Boxplot da porcentagem de manchas por classe de área. As classes de área são representadas no eixo horizontal, e a porcentagem de manchas em relação ao total de manchas para cada ano é representada no eixo vertical. Os outliers são indicados por pontos. Em APA Chapada do Araripe, Brasil. 75

CAPÍTULO II

Figura 1: Localização da área de estudo na APA Chapada do Araripe, Brasil; bem como as classes de uso e ocupação da terra, indicando visualmente as áreas ocupadas por cada classe nos anos de 1985 a 2022. Fonte: Projeto MapBiomias – Coleção 8.0 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil (Souza et al., 2020). 88

Figura 2: Recorte de uma mesma região aleatória da área de estudo, em quatro aspectos, para exemplificação. Em A, imagem Landsat 5 em composição colorida R3G2B1 para o ano de 1985; B, imagem binária para o ano de 1985; C, imagem Landsat 8 em composição colorida R4G3B2 para o ano de 2022; e D, imagem binária para o ano de 2022. Nas imagens binárias, branco é floresta, e preto não floresta. 89

Figura 3: Esquema para visualização do array tridimensional e obtenção das sequências binárias por pixel. 90

Figura 4: Esquema para visualização da aplicação do índice IP em array tridimensional para obtenção de uma imagem final. 92

Figura 5: Gráfico de violino dos valores de Índice de Permanência para diferentes classes de uso e ocupação da terra em APA Chapada do Araripe, Brasil. 103

Figura 6: Resultados do Teste de Dunn para comparação do Índice de Permanência entre diferentes classes de uso da terra 108

Figura 7: Correlações de Spearman entre o Índice de Permanência e Variáveis Ambientais e de Vegetação, em APA Chapada do Araripe, Brasil.	109
Figura 8: Variância explicada pelos Componentes Principais.	112
Figura 9: Cargas dos Componentes Principais para as Variáveis Ambientais e de Vegetação em APA Chapada do Araripe, Brasil.	113
Figura 10: Gráfico da soma dos quadrados das distâncias intra-clusters (wcsc) em função do número de clusters, utilizando o método do cotovelo para determinar o número de clusters.	114
Figura 11: Boxplots do Índice de Permanência e Variáveis de Vegetação por cluster.	116
Figura 12: Boxplots das Variáveis Ambientais por cluster.	116
Figura 13: Mapa de visualização espacial dos Componentes Principais cluster 0, 1, 2 e 3. Em APA Chapada do Araripe, Brasil.	117
Figura 14: Plotagem pareada dos Componentes Principais (PC1, PC2, PC3 e PC4) coloridos pelos clusters 0, 1, 2 e 3.	120
Figura 15: Resultados da análise das métricas das paisagens por classe de uso da terra, em APA Chapada do Araripe, Brasil.	122
Figura 16: Resultados da análise das métricas de contraste por cluster, em APA Chapada do Araripe, Brasil.	124
Figura 17: Resultados da análise das métricas de contraste por classe de uso da terra, em APA Chapada do Araripe, Brasil.	126

4. LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1: Comparação entre os valores das métricas de área, de 1985 a 2022, para cada classe, em cada uma das zonas analisadas, indicando a diferença e o estado de perda ou ganho de área. Em APA Chapada do Araripe, Brasil. 59

Tabela 2: Análise estatística descritiva das métricas de paisagem para diferentes zonas de altitude, para número de amostras $n = 38$. Valores estatísticos apresentados para cada zona e métrica. Em APA Chapada do Araripe, Brasil. 73

CAPÍTULO II

Tabela 1: Estimadores utilizados na elaboração do Índice de Permanência. 90

Tabela 2: Quantidade de pixels selecionados por raster, na APA Chapada do Araripe, Brasil. 97

Tabela 3: Pesos para cálculo do Contraste Médio. 102

Tabela 4: Estatísticas descritivas de média e coeficiente de variação, do Índice de Permanência, índices de vegetação, e variáveis edafoclimáticas por classe de uso da Terra em APA Chapada do Araripe, Brasil. 104

Tabela 5: Correlação entre o Índice de Permanência e os Componentes Principais, em APA Chapada do Araripe, Brasil. 114

Tabela 6: Estatísticas descritivas das variáveis ambientais e de vegetação por cluster identificado. Em APA Chapada do Araripe, Brasil. 115

Tabela 7: Resultados da análise das métricas das paisagens por zona de cluster, em APA Chapada do Araripe, Brasil. 121

5. 1. INTRODUÇÃO GERAL

A intrínseca relação entre a humanidade e a floresta, desde o abrigo e sustento nas florestas primitivas até a dependência atual dos recursos florestais, moldou a paisagem global, resultando em fragmentos florestais dispersos em meio a diversos usos da terra. É necessário estar atento a este tipo de interferência humana na natureza, pois os ecossistemas florestais fornecem benefícios vitais para a existência do *Homo sapiens* no universo. Serviços estes que são utilizados muitas vezes de forma passiva enquanto, de maneira contraintuitiva, suas fontes são destruídas pouco a pouco por seus beneficiários conscientes.

A fragmentação florestal, impulsionada por atividades de manejo desordenado, ameaça a riqueza de espécies, a conectividade entre habitats e a provisão de serviços ecossistêmicos como captura de carbono, evapotranspiração, melhoria na qualidade do ar, bem como valores estéticos-culturais para as comunidades circunvizinhas (Coelho-Junior et al., 2021). A Área de Proteção Ambiental (APA) da Chapada do Araripe, apesar de sua rica biodiversidade (Bezerra et al., 2020; Santos et al., 2020; Macêdo et al., 2018), enfrenta um intenso processo de fragmentação, evidenciando a necessidade urgente de avaliar a dinâmica das mudanças no uso da terra e seus impactos na região (Luna et al., 2017; Santos et al., 2020; Costa et al., 2023).

A Teoria da Biogeografia de Ilhas (TBI), embora simplifique a paisagem em categorias binárias de habitat e não-habitat (Bueno; Peres, 2019; Gastauer et al., 2021; Adams; McGuire, 2022), oferece um arcabouço para entender os efeitos da fragmentação na biodiversidade e orientar estratégias de conservação (Lindgren; Cousins, 2017; Gastauer et al., 2021). O monitoramento florestal, baseado em classificações de uso e cobertura da terra e índices de vegetação, permite a avaliação da dinâmica da paisagem ao longo do tempo, revelando padrões de mudança e seus impactos na vegetação e nos serviços ecossistêmicos (Schultz et al., 2016; Silva et al., 2019; Kemarau et al., 2023; Vera et al., 2024).

A conversão de terras com vegetação natural para usos como a agricultura e urbanização acarreta consequências ecológicas significativas, incluindo perda de biodiversidade (Galindo et al., 2022; Mosciaro et al., 2023), degradação do solo (Rezende et al., 2022; El Mazi et al., 2022) e alterações nos serviços ecossistêmicos (Sujetovienė; Dabašinskas, 2022). A resiliência e recuperação de áreas degradadas variam entre diferentes tipos de vegetação, como savanas, florestas tropicais e florestas decíduas secas, devido às suas características e capacidades adaptativas distintas (Buisson et al., 2018; Anjos; Toledo, 2018; Derroire et al., 2016).

A análise temporal de dados de uso e cobertura da terra é fundamental para quantificar a permanência de habitats florestais ao longo do tempo, revelando a dinâmica das mudanças e seus impactos na paisagem (Zhai et al., 2021; Silveira et al., 2022).

Diante deste contexto, este estudo tem como objetivo geral a caracterização espaço-temporal da paisagem da APA da Chapada do Araripe quantificando as mudanças na cobertura vegetal, identificar os fatores que influenciam essas transformações e avaliar os impactos dessas alterações nos ecossistemas florestais.

Em seu primeiro capítulo, objetiva avaliar a dinâmica das mudanças de uso e ocupação da terra e da fragmentação florestal na APA Chapada do Araripe entre 1985 e 2021; classificar e quantificar as áreas ocupadas por vegetação natural arbórea-arbustiva e uso agropecuário em diferentes zonas de altitude; analisar o processo de fragmentação florestal focando na dinâmica temporal do tamanho, área, forma, proximidade e agregação das manchas; e comparar a fragmentação entre diferentes zonas de altitude. A hipótese é que houve um aumento da fragmentação florestal na área de estudo ao longo de 38 anos, relacionado principalmente com aumento das áreas de propriedades rurais.

No segundo capítulo, tem como objetivos, o desenvolvimento de um índice para quantificar a permanência de habitats florestais ao longo do tempo; explorar a relação entre variáveis ambientais e o índice proposto para identificar grupos de alta e baixa permanência de habitats florestais; e compreender as diferenças entre características edafoclimáticas dos ambientes de formações florestais, savanas e áreas de atividades agropecuárias na APA Chapada do Araripe. A hipótese é de que o índice proposto possui diferentes medianas entre diferentes classes de uso da terra e possui forte correlação positiva com índices de vegetação NDVI, EVI e SAVI.

6. 2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

1. 2.1. A PAISAGEM EM ECOLOGIA DA PAISAGEM

A análise do componente material da paisagem desempenha um papel central na ecologia da paisagem. A composição da paisagem, resultante da combinação de diversos elementos em padrões específicos, representa essa dimensão material. Segundo Forman e Godron (1986), a paisagem é definida como "uma área heterogênea composta por um conjunto de ecossistemas que interagem entre si, sendo este conjunto repetido de forma similar em toda área" (Forman; Godron, 1986).

A formação da paisagem é, assim, um resultado de três mecanismos complementares (Forman; Godron, 1986; Turner; Gardner, 2015): 1) processos geomorfológicos que ocorrem numa escala temporal muito longa (escala geológica); 2) padrões de colonização por organismos vivos ao longo do tempo, também numa escala geológica; 3) perturbações locais em cada ecossistema em períodos mais curtos.

Dentre esses processos de perturbação, estão incluídas todas as transformações causadas pela ação humana, que muitas vezes desempenham um papel fundamental nas mudanças visíveis e rápidas da paisagem. Os agentes humanos são responsáveis não apenas por alterar a paisagem, mas também por estabelecer as regras que governam os usos do solo e as ações que nela ocorrem, demonstrando, assim, a sua dinâmica intrínseca.

A definição de paisagem como um sistema dinâmico, conforme proposta na convenção europeia da paisagem (COE, 2000), abrange várias características relevantes em ecologia da paisagem: "a paisagem é uma área, tal como vista pelo observador, e cujo caráter resulta da ação e interação de fatores naturais e humanos". Portanto, a paisagem é concebida como um sistema dinâmico composto por diferentes elementos físicos e biológicos, que constituem seu componente material, e que interagem em diversos níveis, influenciados pela atividade humana.

É crucial destacar que a mudança é inerente à paisagem, e paisagens estáticas não existem; elas são continuamente modificadas pela ação humana e por suas consequências, causando novas experiências e intervenções que perpetuam a mudança.

Uma definição mais abrangente de paisagem, proposta por Metzger no início do século XXI, caracteriza a paisagem como "um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação" (Metzger, 2001). Esta definição enfatiza a importância da escala na compreensão do termo paisagem e será a utilizada nesta Tese.

1. 2.1.1. Estrutura da paisagem

O padrão espacial da paisagem é formado pela organização de seus componentes. Esta organização pode se manifestar como várias áreas de uso da terra distintas ou uma matriz que contém outros elementos em formato linear ou pontual; e dentro destas áreas, também chamadas de "manchas", estão incluídos elementos específicos (Clark, 2010).

O termo "mancha" designa uma região que se destaca notavelmente de seu entorno, tanto em termos de características naturais quanto visuais. O interior da mancha apresenta uma relativa uniformidade, enquanto seus limites são demarcados por uma notável descontinuidade

em relação à área circundante (Forman e Godron, 1986; Clark, 2010). Esta descontinuidade é relevante para o fenômeno estudado. A mancha é, portanto, a unidade básica em uma paisagem categoricamente representada. Essas manchas podem variar em dimensão, frequência e posicionamento, como por exemplo, um bosque em um campo agrícola ou uma faixa de vegetação em uma área de produção (Clark, 2010).

Dois conceitos adicionais na ecologia da paisagem estão intrinsecamente ligados à ideia de mancha: as "bordas" e a "orla" (Dramstad; Olson; Forman, 1996). As bordas são as zonas periféricas de uma mancha onde ocorre uma mudança significativa de características em relação ao seu interior. A orla, por sua vez, representa o limite exterior da mancha (Figura 1).

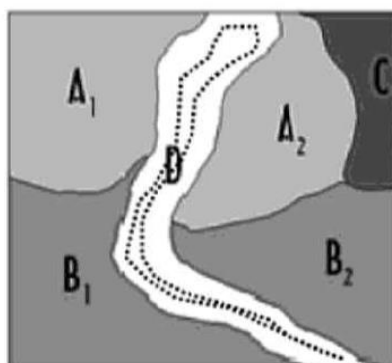


Figura 1: Representa quatro tipos de uso do solo: A = Agropecuária, B = Floresta, C = Uso intensivo e D= Rio. A área nuclear, representada pela linha pontilhada em D, é uma parte de uma mancha que está a uma distância especificada a partir da sua orla.

Elementos lineares, conhecidos como corredores, são igualmente fundamentais na ecologia da paisagem. Um corredor é uma mancha delgada e esticada que conecta dois ou mais pontos. Se distingue do seu entorno e pode facilitar ou obstruir o fluxo de materiais, energia ou organismos através da paisagem, como por exemplo, as fileiras de vegetação ao longo de cursos d'água ou manchas que separam campos agrícolas (Forman e Godron, 1986).

A matriz da paisagem, por fim, é o elemento que hospeda os corredores e manchas. É caracterizada por uma ocupação de terra dominante com traços relativamente uniformes e alta conectividade (Forman e Godron, 1986).

Em síntese, a estrutura da paisagem é definida pela composição física dos seus elementos e pela maneira como eles estão espacialmente dispostos (Forman e Godron, 1986). Representa um arranjo espacial que incorpora não apenas os elementos físicos, mas também a distribuição de energia, materiais e seres vivos em relação ao tamanho, forma e configuração desses componentes.

2.

2.1.2. Funcionamento da paisagem

No modelo tradicional da ecologia da paisagem, as funções são descritas como um conjunto de processos endógenos e exógenos que atuam na paisagem, englobando fluxos de energia, matéria e organismos entre seus diversos elementos (Forman e Godron, 1986; Ribeiro et al., 2021). Dentro deste enquadramento, as funções atuam como mecanismos de interconexão entre as várias partes que compõem a paisagem espacialmente. Estas relações são internas ao sistema da paisagem, fazendo parte intrínseca do que se denomina paisagem. Esse entendimento de função tem sido progressivamente substituído pelo termo "processo" em literaturas acadêmicas, conforme salientam Bastian e Steinhardt (2002), que descrevem esses como interfaces funcionais entre os componentes da paisagem, corroborando a definição de função previamente estabelecida.

Em uma abordagem alternativa, o conceito de função da paisagem é compreendido como a habilidade da paisagem em prover uma variedade de serviços (Bastian; Steinhardt, 2002). Dentro do âmbito das crescentes demandas e expectativas sociais com relação à paisagem e sua multifuncionalidade, a função é vista como a aptidão da paisagem em fornecer bens e serviços que atendam, tanto de forma direta quanto indireta, às necessidades e aspirações humanas (De Groot; Hein, 2007). Esta interpretação de função é atualmente a mais prevalente e frequentemente se mescla com os conceitos de serviços e bens (Bastian et al., 2014).

3.

2.1.3. Alterações na paisagem

Alteração é um conceito fundamental para a análise e entendimento da paisagem; o dinamismo inerente da paisagem incorpora a alteração como um elemento constitutivo. Essa alteração se reflete na modificação das estruturas e funções ao longo do tempo devido a agentes tanto naturais quanto antrópicos.

Diversos fatores naturais, tanto internos quanto externos, desempenham papéis cruciais em alterações da paisagem. Substratos pedológicos, encostas íngremes (Guerrero et al., 2023; Zhao; Chen, 2020.) e a precipitação (Van Der Meij et al., 2020) destacam-se como influências naturais predominantes na ausência de atividade agrícola humana.

No entanto, a sinergia entre os fatores naturais e a ação humana também é fundamental para entender as mudanças de paisagem e uso da terra. A complexidade desses sistemas e o impacto significativo da atividade antropogênica muitas vezes ofuscam os efeitos isolados dos

fatores naturais (Ribeiro et al., 2021). Assim, para uma compreensão completa das mudanças na paisagem, é essencial considerar como as respostas humanas interagem e influenciam essas alterações, configurando um cenário onde a influência antrópica se torna cada vez mais evidente (Ribeiro et al., 2021).

A influência das atividades antropogênicas sobre a biodiversidade e a paisagem é um tema recorrente na literatura científica, onde se observa consistentemente o impacto negativo dessas ações. Por exemplo, análises sobre a história demográfica de espécies arbóreas na Ásia Oriental revelam uma redução na biodiversidade correlacionada com o aumento da população humana e expansão agrícola, destacando que as mudanças climáticas não apresentam o mesmo impacto (Qin et al., 2024). Adicionalmente, a mineração tem sido identificada como um fator de grande influência na degradação da terra e no declínio da fauna em certos distritos, demonstrando como a perda de habitat e o desmatamento contribuem para esses problemas (Rehman et al., 2024).

Os efeitos das alterações na paisagem variam conforme o processo ecológico ou serviço em foco, onde algumas mudanças podem promover a biodiversidade e segurança ecológica, enquanto outras reduzem a conservação do solo e a retenção de água. Os impactos dessas mudanças são ainda influenciados pela escala espacial, evidenciando a complexidade das interações entre composição, configuração e processos ecológicos (Li et al., 2021; Li, W., et al., 2023; Ma et al., 2019; Wang et al., 2022; Xue et al., 2023).

4. 2.1.4. Escala

A importância da escala na ecologia da paisagem é crucial, pois influencia tanto a coleta quanto a interpretação dos dados ecológicos, refletindo diretamente nos resultados das pesquisas. A escala determina a extensão da área estudada e a resolução dos dados, impactando desde o planejamento urbano sustentável até a conservação da biodiversidade.

A escolha adequada da escala permite uma melhor compreensão dos padrões e processos ecológicos, como demonstrado em estudos sobre desenvolvimento urbano e mudanças em paisagens montanhosas (Hu et al., 2023). Além disso, estudos genéticos em escala paisagística ilustram como variações de escala podem alterar a percepção dos efeitos ambientais sobre processos ecológicos (White et al., 2020). Assim, a escala não apenas molda a análise ecológica, mas também suas aplicações práticas em campos como gestão de recursos e conservação.

Quando se fala de escala em ecologia da paisagem, está-se essencialmente a falar de uma hierarquia de conceitos (Dungan et al., 2002). O primeiro nível hierárquico distingue diferentes dimensões escalares: espacial, temporal e organizacional. Cada uma destas dimensões assume particular relevância na determinação das características e funcionalidades da paisagem e dos seus constituintes (Figura 2).

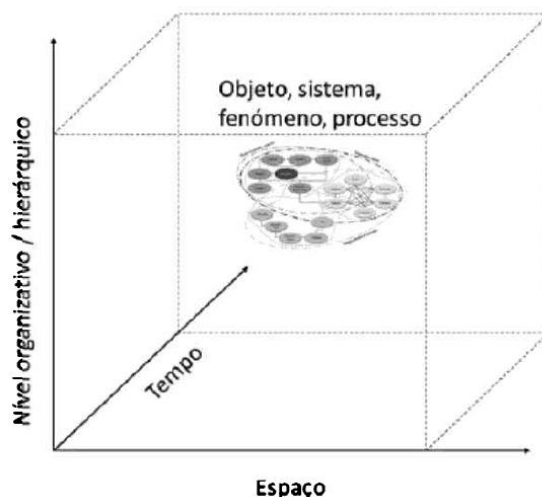


Figura 2: Dimensões da escala. Fonte: adaptado de Dungan et al. (2002).

A dimensão espaço-temporal constitui um conceito perfeitamente assumido em termos de localização dimensional de qualquer objeto ou processo. Os projetos de restauração ecológica e as estratégias de conservação demonstram a importância de considerar os efeitos cumulativos e as escalas espaciais e temporais para alcançar resultados eficazes. Neste sentido, resultados positivos em espécies e ecossistemas são mais perceptíveis quando avaliados em longos períodos e em escalas de paisagem e regionais, enfatizando a necessidade de uma visão a longo prazo nas intervenções de restauração (Diefenderfer et al., 2021).

A estabilidade do funcionamento dos ecossistemas, avaliada por meio de sensoriamento remoto, também destaca a necessidade de desenvolver indicadores quantitativos que se adaptam às diversas escalas de observação, desde parcelas de campo até levantamentos por satélite. Essa abordagem multifacetada é essencial para a gestão eficaz e a conservação dos recursos naturais (White et al., 2020).

Elementos de uma paisagem seguem um padrão que resulta de processos abióticos, bióticos e culturais atuando simultaneamente em escalas geográficas distintas. Fatores como clima, geologia, entre outros, afetam essa configuração (Metzger et al., 2013). A influência do relevo de uma área na ecologia da paisagem é multifacetada, afetando estruturas ecológicas, distribuição de espécies e processos ambientais (Souza et al., 2024; Eppinga et al., 2023).

A topografia desempenha um papel crucial na ecologia da paisagem, influenciando estruturas ecológicas e interações de espécies através de variáveis como elevação, inclinação e características do solo. Tais variáveis afetam diretamente a dinâmica ecológica e a distribuição das espécies, sendo fundamental nas estratégias de restauração ecológica (Li, M., et al., 2023), em que a disposição espacial das manchas florestais pode determinar o sucesso dos esforços de conservação (Eppinga et al., 2023).

Os impactos da topografia sobre os ecossistemas variam consideravelmente em diferentes gradientes topográficos, afetando a saúde e os padrões das paisagens (Cunha, 2017; Santos et al., 2020; Souza et al., 2024); sendo importante variável no processo de análise da configuração e composição da paisagem (Cicuzza; Mammides, 2022).

6. 2.1.6. Análise de padrões

De uma forma simples, a análise de padrões da paisagem implica a descrição e quantificação dos dois componentes que definem a estrutura da paisagem: composição e configuração. A composição da paisagem refere-se aos tipos de elementos presentes em uma paisagem, como florestas, pastagens ou áreas urbanas, enquanto a configuração da paisagem diz respeito ao arranjo espacial e organização desses elementos (Li, W., et al., 2023).

A composição e a configuração da paisagem são fundamentais para determinar a funcionalidade dos ecossistemas. A coesão e expansão das áreas florestais, por exemplo, têm sido associadas a melhorias na saúde do ecossistema, enquanto o aumento de superfícies impermeáveis devido à urbanização impacta negativamente os processos de escoamento (Li, W., et al., 2023).

Para quantificar e modelar os padrões espaciais da paisagem, o modelo da mancha, matriz e corredor, em inglês patch-corridor-matrix (PCM) foi pioneiro (Forman, 1995; Forman; Godron, 1986). Esse modelo divide paisagens em unidades de patches (áreas discretas de habitat, manchas), matriz (a unidade com maior % de ocupação da área total da paisagem) e corredores (conexões que facilitam o movimento entre patches); fornecendo uma estrutura para analisar a estrutura da paisagem e informar o planejamento ecológico (Aryawan et al., 2024).

Sua aplicação, por meio do desenvolvimento de métricas, expandiu-se de estudos ecológicos teóricos para estratégias práticas de conservação, enfatizando a importância da conectividade e a qualidade tanto das manchas quanto da matriz circundante para manter a biodiversidade e as funções ecológicas (Aryawan et al., 2024).

Na ecologia da paisagem, a análise isolada de padrões é insuficiente para gerar informação relevante, sendo necessário a utilização de um conjunto de métricas para entender melhor os fenômenos estudados (Das; Sarkar, 2023; Shao et al., 2022; Varol et al., 2023).

As métricas da paisagem são extremamente úteis para estabelecer ligações entre a configuração espacial de planos ambientais, e as estimativas das suas consequências ecológicas. São ainda cruciais para estabelecer relações entre a configuração espacial e suas implicações ecológicas e para analisar mudanças de uso e ocupação da terra e suas implicações ecológicas.

A escolha das métricas, a resolução espacial dos dados e os métodos de análise podem influenciar grandemente os resultados de tais estudos. É crucial selecionar métricas apropriadas e considerar a estrutura espacial da paisagem para avaliar e monitorar as mudanças com precisão (Forman; Godron, 1986; Turner; Gardner, 1991; Shao et al., 2022; Das; Sarkar, 2023; Varol et al., 2023).

Na transformação da paisagem, diferentes escalas requerem diferentes métricas para uma compreensão adequada do processo, conforme delineado por Forman (1995), a análise da paisagem pode ser categorizada em três níveis: a) mancha, que examina características individuais como forma e proximidade; b) classe, que envolve métricas aplicadas a classes específicas de manchas, geralmente com mesma classe de uso e ocupação da terra; e c) paisagem, que aplica métricas de forma abrangente, independente das classes.

Estatísticas de desvio e variação, como desvio padrão do tamanho da mancha e coeficiente de variação do vizinho mais próximo são cruciais para entender fenômenos como outliers ou distribuições desiguais, que não são capturados apenas pela média (Ribeiro et al., 2021). Por exemplo, duas paisagens com uma área média de manchas de 5 ha (hectares) podem ser ecologicamente distintas se uma tem alta variabilidade e a outra não. Para este caso, a análise deve incluir estatísticas de dispersão, como desvio padrão ou variância, para uma avaliação mais precisa.

2. 2.2. SENSORIAMENTO REMOTO E ECOLOGIA DA PAISAGEM

O sensoriamento remoto é um método de aquisição de informações sobre objetos ou áreas a distância, tipicamente de aeronaves ou satélites, sem fazer contato físico com o objeto de estudo (Karasov; Külvik; Burdun, 2021). Envolve a detecção e medição de radiação de diferentes comprimentos de onda refletida ou emitida por objetos distantes ou materiais, por meio dos quais eles podem ser identificados e categorizados (Karasov; Külvik; Burdun, 2021).

As aplicações do sensoriamento remoto na configuração da paisagem são diversas e multifacetadas. É usado para analisar a disposição espacial e as mudanças temporais nas paisagens, auxiliando na avaliação da sua composição e configuração. Dados de sensoriamento remoto apoiam a modelagem da paisagem, que inclui a organização de padrões, como tamanho, forma, número, densidade, diversidade e complexidade dos elementos, bem como cores e texturas da cobertura do solo (Karasov; Külvik; Burdun, 2021).

A incorporação da dimensão temporal nos estudos de paisagem por meio de sensoriamento remoto é fundamental para entender as transformações e a dinâmica dos ecossistemas ao longo do tempo (Brooks; Lee, 2019; Islam; Zannat, 2023); facilitando o estudo das mudanças de uso e cobertura da terra em escalas temporais extensas, como demonstrado em pesquisas que quantificam essas tendências ao longo de décadas (Souza et al., 2020). Tem se mostrado uma ferramenta crucial para a análise da dinâmica espacial em paisagens, permitindo a identificação e classificação de padrões de perturbação resultantes de atividades como mineração, incêndios florestais e exploração madeireira (Rehman et al., 2024).

Em suma, o sensoriamento remoto é uma ferramenta crítica para entender e gerenciar a configuração das paisagens, pois fornece uma visão essencial para avaliações ecológicas e ambientais, possibilitando o monitoramento e análise de mudanças na paisagem ao longo do tempo. A versatilidade da tecnologia permite sua aplicação em diversos domínios, desde o planejamento urbano até a conservação, e da agricultura ao monitoramento de habitats, desempenhando um papel fundamental nas práticas de uso sustentável da terra e na preservação da estética da paisagem (Karasov; Külvik; Burdun, 2021; Liu et al., 2023).

1. [2.2.1. Google Earth Engine e Google Collaboratory](#)

O Google Earth Engine (GEE) é uma plataforma baseada em nuvem que facilita o processamento de dados geoespaciais, oferecendo capacidades computacionais substanciais para análise de dados de observação da Terra (Zhao et al., 2021; Velastegui-Montoya et al., 2023). É projetado em torno da linguagem de programação Javascript e suporta um paradigma

de computação com ênfase em big data e análise de séries temporais (Reis; Datia; Pato, 2020; Zhao et al., 2021).

É uma ferramenta poderosa para a aquisição e análise de dados geoespaciais, permitindo que os pesquisadores manipulem grandes conjuntos de dados com facilidade. Sua infraestrutura facilita o processamento eficiente de dados de observação da Terra, tornando-o um ativo para uma ampla gama de aplicações em pesquisas ambientais e além (Velasgui-Montoya et al., 2023; Zhao et al., 2021; Amani et al., 2020).

O GEE proporciona acesso a um catálogo multi-petabyte de imagens de satélite e conjuntos de dados geoespaciais (Reis; Datia; Pato, 2020; Mullissa et al., 2021), servindo como uma plataforma que fornece imagens pré-processadas de várias fontes de satélite que podem ser prontamente analisadas usando as ferramentas presentes (Mullissa et al., 2021; Amani et al., 2020). Isso permite que os pesquisadores adquiram e analisem grandes volumes de dados de observação da Terra de forma eficiente, sem a necessidade de armazenamento extensivo e recursos de computação locais (Velasgui-Montoya et al., 2023).

2.

2.2.2. Dados relativos à topografia

A Missão de Topografia por Radar Shuttle (SRTM) é um conjunto de dados globais que fornece informações topográficas de alta resolução da superfície da Terra por meio de um modelo digital de elevação (DEM). Os dados SRTM DEM de 30 m referem-se à versão desse conjunto de dados com uma resolução espacial em que cada pixel no conjunto de dados representa um quadrado de 30 metros na superfície da Terra. Este conjunto de dados é caracterizado por sua ampla cobertura e disponibilidade, tornando-o um recurso valioso para várias aplicações, incluindo ecologia da paisagem (Fazilova; Magdiev; Sichugova, 2021; Cao, H., et al., 2021).

No contexto da ecologia da paisagem, os dados SRTM DEM de 30 m são aplicados para analisar e modelar as características físicas das paisagens, como elevação e inclinação, que são cruciais para entender padrões e processos ecológicos. Por exemplo, os dados foram usados para avaliar a precisão vertical em áreas montanhosas (Fazilova; Magdiev; Sichugova, 2021), gerar mapas de tipos funcionais de plantas (Srinet et al., 2020), produzir mapas de terraços para conservação do solo (Cao, B. et al., 2021), e na avaliação do aquecimento induzido pelo desmatamento sobre regiões montanhosas tropicais regulado pela elevação (Zeng, Z. et al., 2021). Essas aplicações demonstram a versatilidade dos dados SRTM DEM de 30 m em fornecer as informações topográficas necessárias para estudos ecológicos e gestão ambiental.

3.

2.2.3. Dados climáticos

Os dados do Climate Hazards Group Infrared Precipitation with Station (CHIRPS) (Funk et al., 2015) são um conjunto de dados que combina imagens de satélite infravermelho com dados de estações terrestres para estimar a precipitação. É projetado para fornecer informações precisas de chuva em alta resolução para análise de tendências e monitoramento sazonal de secas (Moreno et al., 2023; Choudhury; Bhattachrya, 2023; Alsalal et al., 2023).

O CHIRPS é caracterizado por ter 5,6 km de resolução espacial, um dia de resolução temporal e a incorporação de dados de estação para melhorar a precisão. É particularmente útil em regiões onde o monitoramento baseado em terra é limitado (Alsalal et al., 2023). Os dados estão disponíveis na plataforma GEE, usando o editor de código para importar e processar os dados para várias aplicações (Choudhury; Bhattachrya, 2023; Qasimi et al., 2022).

Em ecologia da paisagem, os dados do CHIRPS têm sido aplicados para avaliar o impacto de variáveis climáticas em regimes de incêndio, dinâmicas de vegetação e condições de seca (Moreno et al., 2023; Qasimi et al., 2022). Ajudam a entender as relações cruzadas entre precipitação, vegetação e temperatura da superfície, que são cruciais para gerenciar recursos naturais e mitigar os efeitos das mudanças climáticas (Qasimi et al., 2022). Além disso, os dados do CHIRPS têm sido usados para identificar eventos climáticos extremos, essenciais para o planejamento de atividades de conservação e melhor caracterização da paisagem (Moreno et al., 2022).

O produto MOD11A2 (Wan; Hook; Hulley, 2021) é derivado do satélite Terra, utilizando o Espectrorradiômetro de Imagem de Resolução Moderada (MODIS), e fornece dados de temperatura da superfície terrestre (LST) em composições de 8 dias com resolução espacial de 1 quilômetro, de 24 de fevereiro de 2000 até o presente. Este produto inclui temperaturas diurnas e noturnas, avaliações de controle de qualidade e valores de emissividade (Wang et al., 2020). O MOD11A2 está no catálogo do GEE, e os usuários podem acessar e usar para consultar e processar os dados conforme necessário (Brandolini et al., 2021).

No contexto de aplicações no contexto da ecologia de paisagem, o MOD11A2 pode ser utilizado para vários propósitos. Por exemplo, pode auxiliar na identificação de características de paisagens fluviais antigas por meio de análise multi-temporal (Brandolini et al., 2021). Além disso, os dados de longa série temporal fornecidos pelo MOD11A2 são valiosos para estudos ecológicos e ambientais, como o monitoramento de mudanças nas

temperaturas da superfície terrestre ao longo do tempo, crucial para entender e gerenciar o patrimônio paisagístico (Wang et al., 2020).

4.

2.2.4. Dados de uso e ocupação da terra

A iniciativa MapBiomas, iniciada em 2015, é uma colaboração entre universidades, organizações não governamentais e empresas de tecnologia, com o objetivo de desenvolver um método confiável e de baixo custo para a produção anual de séries temporais de mapas de cobertura e uso da terra no Brasil, cobrindo o período de 1985 a 2022, com uma resolução espacial de 30 metros/pixel para dados oriundos dos satélites Landsat (Souza et al., 2020).

Os dados e mapas gerados pelo MapBiomas estão disponíveis gratuitamente na plataforma do projeto, assim como os algoritmos utilizados para as classificações. O processo de produção da Coleção 8 começa com a aquisição de 380 imagens Landsat, somando mais de 9 bilhões de pixels. Um processo detalhado de seleção e limpeza é aplicado para minimizar artefatos como nuvens e fumaça, e são extraídas até 105 camadas de informação por pixel, abrangendo as bandas espectrais do Landsat e índices espectrais derivados (Souza et al., 2020). Essas imagens são organizadas em mosaicos anuais e armazenadas no Google Earth Engine, apoiando tanto a classificação automatizada das imagens, pelo algoritmo "random forest", quanto a visualização em composição RGB (Souza et al., 2020).

Durante a classificação, os algoritmos são alimentados com amostras de referência, melhoradas por filtros espaciais e temporais para garantir a consistência dos dados. Um sistema de regras de prevalência é aplicado para integrar os mapas de classes distintas, seguido de um filtro espacial adicional para refinamento (Souza et al., 2020). Para análise de mudanças ao longo do tempo, são criados mapas de transição que passam por filtragem espacial adicional, possibilitando a construção de matrizes de transição para diferentes níveis territoriais. A estrutura de classificação do MapBiomas é hierárquica, com quatro níveis, e o Nível 1 inclui seis classes principais (Souza et al., 2020).

A estratégia de validação combina análises comparativas com mapas de referência e análises de precisão baseadas em técnicas estatísticas, utilizando 85.000 pontos de amostra independentes cobrindo todo o Brasil ao longo dos 38 anos. Essas amostras são rotuladas segundo as classes LULC do MapBiomas por especialistas, com parte destinada ao treinamento do algoritmo e o restante à avaliação de erro anual (Souza et al., 2020). A estratégia de amostragem e a análise de precisão seguem protocolos estabelecidos, com a resolução de discrepâncias por intérpretes sêniores.

3. 2.3. ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL CHAPADA DO ARARIPE

As Áreas de Proteção Ambiental (APA) são um tipo de área protegida previstas na legislação brasileira como parte do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), reguladas pela Lei 9985 de 18 de julho de 2000 (Brasil, 2000). Uma APA tem como objetivo a conservação de processos naturais e da biodiversidade, através da orientação, do desenvolvimento e da adequação das várias atividades humanas às características ambientais da área (Brasil, 2000). Como unidade de conservação da categoria uso sustentável, permite a ocupação humana e execução de atividades Agropecuárias e industriais, desde que estas sejam compatibilizadas com as diretrizes de gerenciamento e conservação da unidade (Brasil, 2000).

Localizada no interior do nordeste brasileiro, a Chapada do Araripe (Brasil, 2005) (Figura 3) é um acidente geográfico e sítio paleontológico, Está inserida dentro da região das caatingas, mais especificamente ao sul do Ceará (CE), oeste de Pernambuco (PE) e leste do Piauí (PI).



Figura 3: Vista da Chapada do Araripe: a) Superfície do cume na região de Santana do Cariri; e b) Destaque das falésias florestais voltadas para o Vale do Cariri/CE. Fonte: Morales e Assine (2015).

Trata-se de uma superfície elevada e assimétrica, alongada na direção Leste-Oeste com aproximadamente 200 km de extensão e altitudes acima de 1000 m, distribuindo-se em uma

sub-bacia pertencente às grandes bacias hidrográficas do Rio São Francisco, Atlântico Leste-Nordeste e Rio Parnaíba (Morales; Assine, 2015). Abriga a Floresta Nacional do Araripe-Apodi (FLONA Araripe, primeira Floresta Nacional criada no Brasil) e o Geopark Araripe, criados respectivamente em 1946 e 2006; a Chapada do Araripe também está inserida em uma APA que recebe o seu nome, criada em 4 de agosto de 1997 (Brasil, 1997).

A chegada dos portugueses ao território indígena da tribo Cariri no começo do século XVIII marcou o início da ocupação da região. O local se desenvolveu graças à riqueza de recursos hídricos, solo fértil e avanço econômico, particularmente no cultivo de cana-de-açúcar, mandioca e grãos. No entanto, a partir da metade do século XIX, a região enfrentou um aumento da pobreza, impulsionado por secas severas que afetaram todo o Nordeste e a escassez de chuva levou a uma queda na produção agrícola e a situações de crise (Morales; Assine, 2015).

1. 2.3.1. Histórico de ocupação

O processo histórico de uso e ocupação do espaço geográfico Araripense pode ter se iniciado na “Seca Grande”, de 1790 a 1793, quando a população sertaneja das aldeias migrou “para as serras mais frescas que serviram de refúgio” (Théberge, 1862), levando consigo a pecuária sertaneja, que crescia devido à quebra do ciclo produtivo da agricultura de subsistência nas áreas do sertão semiárido nordestino. Já no ano de 1825 o botânico inglês Gardner, fazia menção à queima de vegetação para a formação de pastos (Alves, 1945).

Quanto à ocupação pela agricultura, a matriz era composta majoritariamente por plantios de mandioca, abacaxi e de maniçoba, na qual o transporte era realizado em caixões construídos com materiais da própria vegetação nativa (Figueiredo Filho, 1958). Em 1970, Menelau et al. (1986) aplicou 61 questionários nos espaços rurais e unidades de produção agrícola da Chapada do Araripe-PE e relatou que para a cultura da mandioca, existia uma baixa produtividade advinda da falta de manejo adequado, do baixo nível de escolaridade dos produtores e do emprego de técnicas arcaicas, onde o desmatamento e o uso da enxada eram as principais práticas de produção.

No processo de transformação da mandioca em farinha, eram utilizadas estruturas fabricadas com madeira, como manivelas e engrenagens; além do uso de troncos de cedro para os mourões de sustentação das vigas, palhas de babaçu ou buriti utilizadas para a cobertura,

madeira do pequizeiro para a produção do fuso da prensa e caixas, e cipós para a confecção de cestas e peneiras (Silva Neto, 2013).

Devido a inexistência de fiscalização e ordenamento, o extrativismo vegetal era amplamente praticado nos vários municípios do sopé da Chapada do Araripe. Em Juazeiro do Norte-CE havia dezenas de carvoarias, e as manadas de animais de carga subiam a serra, em média, a cada três dias, a fim de buscar a lenha e o carvão para as cidades circunvizinhas (Aderaldo, 1948). O visgueiro, o jatobá e o murici, eram as árvores preferidas para produção de carvão pois são mais pesadas, e davam maior ganho na venda; o processo iniciava-se com o corte da vegetação, no qual a lenha de maior diâmetro era separada para fabricação do carvão e os galhos mais finos eram queimados em coivaras (Silva Neto, 2013).

Deste modo, é plausível concordar com Aderaldo (1958) que justifica a demarcação efetiva da Floresta Nacional do Araripe, entre os municípios de Barbalha, Crato Jardim e Santana do Cariri, todos no estado do Ceará, em 02 de maio de 1946, pelo Decreto-Lei nº 9.226, e a retirada de seus posseiros, como forma de garantir a preservação dos valiosos recursos naturais daquela área.

Com a modernização e normatização dos passivos ambientais, a lenha e o carvão passaram a ser vistos como recursos naturais, que deveriam ser geridos a fim de garantir o seu uso sustentável. As implantações dos planos de manejo visaram garantir o fornecimento de Lenha com talhões, com ciclos de corte que possibilitavam sua regeneração, e o transporte com a Autorização para Transporte de Produto Florestal (ATPF), atual Documento de Origem Florestal (DOF) (Brasil, 1993), instrumentos normativos importantíssimos que licenciam o transporte desde a origem florestal até a indústria. Em 2009 a área estimada para prática do manejo florestal na região do Araripe era da ordem 332.361 ha (Sá et al., 2011), e mesmo com as diretrizes legais estabelecidas, os ecossistemas da chapada do Araripe começaram a ser ameaçados pelo crescimento das indústrias da cadeia produtiva do gesso na região.

A exploração pela mineração de gipsita começou a ocupar espaço na utilização de vegetação como material energético por volta das décadas de 60 e 70, em função dos incentivos do Estado e dos programas da Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE), que naquela época investia no Nordeste por meio de uma política de desenvolvimento que tentava reduzir a distância socioeconômica dessa região em relação ao Centro-Sul (Morales; Assine, 2015). Nos anos de 1970 e 1980, a produção de gipsita no Brasil e em Pernambuco oscilou com contribuição pernambucana na faixa dos 90% da produção nacional; com os municípios de Araripina e Ipubi respondendo por aproximadamente 50% da produção

brasileira; em 2013 a contribuição pernambucana na produção brasileira de gesso foi de 97% (Silva et al., 2013).

O polo gesseiro do Araripe em Pernambuco é constituído de indústrias distribuídas nos municípios do Arranjo Produtivo Local (APL): Araripina, Bodocó, Ipubi, Ouricuri e Trindade. De acordo com dados de um estudo técnico da Federação das Indústrias do Estado de Pernambuco (FIEPE, 2017), em 2012 haviam 298 estabelecimentos no setor gesseiro nesta região, que passaram para 323 em 2015, tendo um máximo de 362 em 2012; sendo que os setores da indústria extrativa mineral e produção mineral não metálica, vinculados ao setor gesseiro, representaram mais de 80% dos segmentos industriais do Araripe em 2015 (FIEPE, 2017), isso comprova a sua relevância diante da economia da região. Dos 1.901.554 metros cúbicos de lenha que foram utilizados em 2007, para atender as demandas industriais e domésticas na região do Araripe, 1.215.858 foram exclusivos das indústrias do Polo Gesseiro. Essa demanda representou 92% de toda a demanda industrial (Toniolo, Paupitz; Campello, 2007).

2. 2.3.2. Vegetação

A vegetação na Chapada do Araripe é diversificada, abrangendo diversos tipos de ecossistemas e espécies de plantas. A região é caracterizada pela presença de distintos tipos de vegetação, tais como florestas úmidas, cerrado, cerradão, carrasco e Caatinga (Macêdo et al., 2018; Santos et al., 2019; Bezerra et al., 2020; Santos et al., 2020; Silva et al., 2020; Souza; Silva; Loiola, 2021), configurando-se como uma paisagem excepcional dentro desse bioma, por abrigar diversos tipos de vegetação que se diferenciam do entorno; e estudos têm descrito a composição e a diversidade das espécies de plantas na região, incluindo a identificação de famílias e espécies de plantas específicas.

Ao realizar um levantamento florístico em uma unidade fitoecológica caracterizada como Cerrado, em Crato-CE, considerando herbáceas, subarbustos, arbustos, árvores, hemiparasitas, cipós e lianas, Bezerra et al. (2020) amostraram um total de 5.253 indivíduos pertencentes a 103 espécies, distribuídos em 84 gêneros e 40 famílias botânicas, com as famílias Fabaceae e Apocynaceae se destacando quanto a riqueza. Utilizando uma metodologia diferente, Santos et al. (2020) avaliaram a diversidade florística em três diferentes altitudes na região do Araripe-PE e concluíram que a região apresenta grande riqueza florística com variação entre e dentro dos níveis de altitudes avaliados, com tendência de aumento na

diversidade com a elevação da altitude, tendo sido amostrados 6.987 indivíduos, distribuídos em 35 famílias botânica, 82 gêneros e 153 espécies.

A riqueza botânica da chapada do Araripe apresenta espécies com grande potencial fitoterápico. Em estudo realizado por Macêdo et al. (2018), foram entrevistados 126 informantes distribuídos em cinco comunidades rurais localizadas nos municípios de Nova Olinda-CE, Crato-CE, Barbalha-CE, Moreilândia-PE e Exu-PE, com o objetivo de avaliar as espécies de Fabaceae mais versáteis e a concordância de uso terapêutico entre os informantes na Chapada do Araripe; os autores identificaram vinte e seis espécies medicinais, distribuídas em 22 gêneros, que foram associadas a setenta finalidades terapêuticas.

Pesquisas identificaram ainda a presença de Passifloraceae, Fabaceae, Apocynaceae e Anacardiaceae como famílias com elevado número de espécies na região (Souza et al., 2021; Silva et al., 2020). Outros estudos focaram em grupos de plantas específicos, como plantas medicinais (Ribeiro et al., 2014; Cruz et al., 2021), briófitas (Santos et al., 2019) e angiospermas (Ribeiro-Silva et al., 2012). Esses estudos sublinham a importância da Chapada do Araripe como um hotspot de biodiversidade e o potencial para bioprospecção e pesquisas etnobotânicas.

3.

2.3.3. Fragmentação florestal e problemas ambientais

Diversas foram as origens do processo de fragmentação florestal das porções oriental e ocidental da Chapada do Araripe. No estado do Ceará, as principais causas da retirada da vegetação primitiva foram a implantação da cultura da mandioca, a pecuária e o uso da vegetação para a produção de lenha e carvão; havendo áreas que não possuíam mais a sua vegetação natural e outras em que as formações vegetais apareciam na forma de mosaicos (Silva Neto, 2013); já na Bacia Hidrográfica do rio Brígida que engloba a porção pernambucana da APA Chapada do Araripe, dados apontam que entre os anos 2000 e 2015 houve uma redução de 16% da cobertura Savana-estépica florestada, com incremento positivo de 13,93% da área de uso intensivo; com os maiores manchas e índices de conectividade se concentrando nas áreas próximas aos perímetros irrigados (Silva, 2019).

A degradação florestal na Chapada do Araripe constitui uma questão ambiental significativa, com diversas repercussões sobre o ecossistema e a biodiversidade da região. Diversos estudos foram empreendidos para elucidar os impactos da degradação florestal sobre atributos do solo, vegetação, fauna e a saúde do ecossistema como um todo.

Rezende et al. (2022) conduziram uma investigação em quatro áreas distintas na Chapada do Araripe, incluindo vegetação nativa preservada, vegetação nativa degradada,

cultivo convencional de mandioca e cultivo energético de eucalipto. O estudo avaliou o impacto da degradação florestal sobre atributos físicos e químicos do solo, bem como a fração húmica da matéria orgânica. Os resultados apontaram que a degradação florestal provocou alterações significativas nas propriedades do solo, incluindo a diminuição do teor de matéria orgânica e da disponibilidade de nutrientes.

Ribeiro et al. (2021) realizaram levantamentos aviários para avaliar os efeitos do manejo florestal sobre a comunidade aviária na Chapada do Araripe. O estudo constatou que o manejo florestal mal realizado exerceu um impacto negativo significativo sobre a comunidade aviária, salientando a importância da preservação dos habitats florestais para a conservação da biodiversidade.

Em suma, a degradação florestal na Chapada do Araripe tem impactos significativos sobre os atributos do solo, a vegetação, a fauna e a saúde do ecossistema em geral. Portanto, é imperativo entender o comportamento temporal da fragmentação florestal para auxiliar na elaboração de práticas sustentáveis de manejo da terra na região. Múltiplos estudos demonstram que, à medida que o número de fragmentos florestais aumenta, observa-se um declínio na riqueza e abundância de espécies (Palmeirim et al., 2020; Rios et al., 2021; Shen et al., 2021; Zimbres; Mattos; Marinho-Filho, 2021; Cicuzza; Mammides, 2022).

7. 3. REFERÊNCIAS

ADAMS, H.; MCGUIRE, L. P. Island biogeography theory and the urban landscape: stopover site selection by the silver-haired bat (*Lasionycteris noctivagans*). **Canadian Journal of Zoology**, v. 100, n. 4, p. 243-250, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjz-2021-0214>.

ADERALDO, M. S. **A Floresta Nacional do Araripe – Apodi. Destinatário: Secretário da Agricultura e Obras Públicas**. Fortaleza, 21 mar. 1958. 1 carta. Disponível em: <<https://www.institutoceara.org.br/revista/Rev-apresentacao/RevPorAno/1958/1958-FlorestaNacionalAraripeApodi.pdf>> 20 out. 2020.

ADERALDO, M. S. Colonização das terras devolutas do Ceará. Subsídio para a solução de um problema. **Revista Instituto do Ceará**, Fortaleza, p. 296-315, 1948.

ALSALAL, S. et al. Evaluation of CHIRPS and CFSR precipitation products over the Mujib Basin, Jordan. *Geografia-Malaysian Journal of Society and Space*, v. 19, n. 2, p. 1-20, 2023.

ALVES, J. O vale do Cariri. **Revista Instituto do Ceará**, Fortaleza, ano 59, p.94-133, 1945.

AMANI, M. et al. Google Earth Engine Cloud Computing Platform for Remote Sensing Big Data Applications: A Comprehensive Review. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 13, p. 5326-5350, 2020. DOI: 10.1109/JSTARS.2020.3021052.

ANJOS, L. J. S.; TOLEDO, P. M. DE. Measuring resilience and assessing vulnerability of terrestrial ecosystems to climate change in South America. **Plos One** v. 13, n. 3, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194654>

ARYAWAN, I. et al. Analysis of the dynamics of changes in landscape ecological structure using geographic information system (GIS) technology in Badung regency, Bali. *Engineering Solid Mechanics*, v. 12, n. 1, p. 81-92, 2024.

BASTIAN, O., GRUNEWALD, K., SYRBE, R. U., WALZ, U., & WENDE, W. Landscape services: the concept and its practical relevance. **Landscape ecology**. v. 29, n. 9, p. 1463-1479, 2014.

BASTIAN, O.; STEINHARDT, U. **Development and perspectives of landscape ecology**. London: Kluwer Academic Pub., 2002.

BEZERRA, J. de S.; LINHARES, K. V.; CALIXTO JÚNIOR, J. T.; DUARTE, A. E.; MENDONÇA, A. C. A. M.; PEREIRA, A. E. P.; BATISTA, M. E. P.; BEZERRA, J. W. A. .; CAMPOS, N. B. .; PEREIRA, K. S. .; SOUSA, J. D.; SILVA, M. A. P. da. Floristic and dispersion syndromes of Cerrado species in the Chapada do Araripe, Northeast of Brazil. Research, **Society and Development**, v. 9, n. 9, 2020.

BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, v. 34, p. 1018-1029, 2011.

BRANDOLINI, F.; DOMINGO-RIBAS, G.; ZERBONI, A.; TURNER, S. A Google Earth Engine-enabled Python approach to improve identification of anthropogenic palaeo-landscape features [version 1; peer review: three approved with reservations]. **Open Res Europe**, v. 1, n. 22, 2021. DOI: <https://doi.org/10.12688/openreseurope.13135.1>

BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Portaria nº 81, de 21 de novembro de 2005. Aprova o Plano de Manejo da Floresta Nacional do Araripe, localizada no Estado do Ceará.** 2005. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/IBAMA/PT0081-211105.PDF>>. Acesso em: 26 de outubro de 2023.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000.** Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 19 jul. 2000. Seção 1, p. 1.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Portaria nº 44-N, de 06 de abril de 1993. Dispõe sobre a autorização para transporte de produto florestal - ATPF e dá outras providências.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 07 abr. 1993.

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. **Decreto de 4 de agosto de 1997. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental da Chapada do Araripe, nos Estados do Ceará, Pernambuco e Piauí, e dá outras providências.** Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 4 ago. 1997. Seção 1.

BROOKS, B.G.J.; LEE, D.C. Feasibility of pattern type classification for landscape patterns using the AG-curve. **Landscape Ecology**, v. 34, p. 2149–2157, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00869-w>.

BUENO, A. S.; PERES, C. A. Patch-scale biodiversity retention in fragmented landscapes: Reconciling the habitat amount hypothesis with the island biogeography theory. **Journal of Biogeography**, v. 46, p. 621-632, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/jbi.13499>.

BUISSON, E.; LE STRADIC, S.; SILVEIRA, F. A. O.; DURIGAN, G.; OVERBECK, G. E.; FIDELIS, A.; FERNANDES, G. W.; BOND, W. J. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. **Biological Reviews**, v. 94, n. 2, p. 590-609, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/brv.12470>.

CAO, B. et al. A 30 m terrace mapping in China using Landsat 8 imagery and digital elevation model based on the Google Earth Engine. **Earth System Science Data**, v. 13, p. 2437–2456, 2021. DOI: <https://doi.org/10.5194/essd-13-2437-2021>.

CAO, H. et al. Stream Network Modeling Using Remote Sensing Data in an Alpine Cold Catchment. **Water**, v. 13, n. 1585, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13111585>.

CHOUDHURY, I.; BHATTACHRYA, B. Assessing the long-term fluctuations in dry-wet spells over Indian region using Markov model in GEE cloud platform. **Journal of Agrometeorology**, v. 25, n. 2, p. 247–254, 2023.

CICUZZA, D.; MAMMIDES, C. Soil, Topography and Forest Structure Shape the Abundance, Richness and Composition of Fern Species in the Fragmented Tropical Landscape of Xishuangbanna, Yunnan, China. **Forests**, v. 13, 1453, 2022. DOI: 10.3390/f13091453.

CLARK, W. Principles of landscape ecology. **Nature Education Knowledge**, v. 3, n. 10, 2010

COE (Council of Europe). European Landscape Convention (Florence Convention). Treaty Series Nr 176, Strassbourg: Council of Europe, 2000.

COELHO-JUNIOR, M. G.; DE OLIVEIRA, A. L.; DA SILVA-NETO E. C.; CASTOR-NETO, T. C.; DE O TAVARES, A. A.; BASSO, V. M.; ... DE CARVALHO, A. G. Exploring Plural Values of Ecosystem Services: Local People's Perceptions and Implications for Protected Area Management in the Atlantic Forest of Brazil. **Sustainability**, v. 13, n. 3, p. 1019, 2021.

COSTA, A. C.; DUPONT, F.; BIER, G.; VAN OEL, P.; WALKER, D. W.; MARTINS, E. S. P. R. Assessment of aquifer recharge and groundwater availability in a semiarid region of Brazil in the context of an interbasin water transfer scheme. **Hydrogeology Journal**, v. 31, p. 751-769, 2023.

CRUZ, R.; ALMEIDA-BEZERRA, J.; MENEZES, S.; SILVA, V.; SANTOS, L.; MORAIS-BRAGA, M.; ... & MORAES, J. Ethnopharmacology of the angiosperms of chapada of araripe located in northeast of brazil. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 6, n. 4, p. 326-351, 2021. DOI: <https://doi.org/10.24221/jeap.6.4.2021.4272.326-351>

CUNHA, J. S. A. **Estrutura da paisagem em ambientes com diferentes altitudes no semiárido pernambucano**. 2017. 101 f. : il. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Ciências Florestais, Recife, BR-

PE, 2017. Orientadora: Ana Lícia Patriota Feliciano; Coorientadores: Luiz Carlos Marangon, Emanuel Araújo Silva.

DAS, S.; SARKAR, R. Spatiotemporal Change Detection Analysis of Land Cover and Land Use using Multi-Temporal Remote Sensed Imagery and Landscape Metrics: A Sub-Catchment Level Case Study of the Bhagirathi-Hugli River, West Bengal, India. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 1164, n. 1, p. 012003, abr. 2023. IOP Publishing. DOI: 10.1088/1755-1315/1164/1/012003.

DE GROOT, R.; HEIN, L. The concept and valuation of landscape goods and services. In: **Multifunctional Land Use—Meeting Future Demands for Landscape Goods and Services**, Heidelberg. Springer. 2007. p. 15-36.

DERROIRE, G.; BALVANERA, P.; CASTELLANOS-CASTRO, C.; DECOCQ, G.; KENNARD, D. K.; LEBRIJA-TREJOS, E.; LEIVA, J. A.; ODÉN, P.-C.; POWERS, J. S.; RICO-GRAY, V.; TIGABU, M.; HEALEY, J. R. Resilience of tropical dry forests – a meta-analysis of changes in species diversity and composition during secondary succession. **Oikos**, v. 125, p. 1386-1397, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/oik.03229>.

DIEFENDERFER, H. L. et al. Applying cumulative effects to strategically advance large-scale ecosystem restoration. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 19, n. 2, p. 108-117, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1002/fee.2274>.

DRAMSTAD, W.; OLSON, J.; FORMAN, R. **Landscape ecology: principles on landscape architecture and land use planning**. Washington: Island Press and Haverd University, 1996.

DUNGAN, J. L.; PERRY, J. N.; DALE, M. R. T.; LEGENDRE, P.; CITRON-POUSTY, S.; FORTIN, M. J.; LEGENDRE, P.; MYERS, D. E.; ROSENBERG, M. A balanced view of scale in spatial statistical analysis. **Ecography**, v. 25, p. 626-640, 2002.

EL MAZI, M.; HMAMOUCI, M.; SABER, E.-R.; BOUCHANTOUF, S. et al. Deforestation effects on soil properties and erosion: a case study in the central Rif, Morocco. **Eurasian Journal of Soil Science**, v. 11, n. 4, p. 275-283, 2022. DOI: <https://doi.org/10.18393/ejss.1098600>.

EPPINGA, M. B. et al. Introduzindo patches desejáveis para iniciar transições ecossistêmicas e acelerar a restauração do ecossistema. **Ecological Applications**, v. 33, n. 8, e2910, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1002/eap.2910>.

FAZILOVA, D.; MAGDIEV, K.; SICHUGOVA, L. Vertical Accuracy Assessment of Open Access Digital Elevation Models Using GPS. **International Journal of Geoinformatics**, v. 17, n. 1, p. 19–26, 2021. DOI: <https://doi.org/10.52939/ijg.v17i1.1701>.

FIEPE. Federação das Indústrias de Pernambuco. **Estudo Técnico do Polo Gesseiro do Araripe**. Araripina, 22 p. 2017.

FIGUEIREDO FILHO, J. de. **Engenhos de rapadura no Cariri**. Rio de Janeiro: Serviço de Informação Agrícola / Ministério de Agricultura. 1958

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge, Island Press, 1995.

FORMAN, R.; GODRON, M. Landscape ecology. New York: John Wilwy & Sons, 1986.

FUNK, C.; PETERSON, P.; LANDSFELD, M. et al. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. **Sci Data**, v. 2, n. 150066, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66>

GALINDO, V.; GIRALDO, C.; LAVELLE, P.; ARMBRECHT, I.; FONTE, S. J. Land Use Conversion to Agriculture Impacts Biodiversity, Erosion Control, and Key Soil Properties in an Andean Watershed. **Ecosphere**, v. 13, n. 3, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecs2.3979>.

GASTAUER, M.; MITRE, S. K.; CARVALHO, C. S. et al. Landscape heterogeneity and habitat amount drive plant diversity in Amazonian canga ecosystems. **Landscape Ecology**, v. 36, p. 393-406, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01151-0>.

GUERRERO, J. V. R. et al. Detecting Multitemporal Land Use Changes and Environmental Fragility in a Heterogeneous Brazilian Landscape. **Papers in Applied Geography**, v. 9, n. 1, p. 89-103, 2023. DOI: 10.1080/23754931.2022.2117565.

HU, C. et al. Spatiotemporal changes in landscape patterns in karst mountainous regions based on the optimal landscape scale: A case study of Guiyang City in Guizhou Province, China. **Ecological Indicators**, v. 150, 2023, 110211. ISSN 1470-160X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110211>.

ISLAM, Md. Rakibul; ZANNAT, Md. Esraz-Ul. Remote sensing-based investigation of coastal LULC dynamics in the coastal region of Bangladesh. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 31, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2023.100982>.

KARASOV, O.; KÜLVIK, M.; BURDUN, I. Deconstructing landscape pattern: applications of remote sensing to physiognomic landscape mapping. **GeoJournal**, v. 86, p. 529–555, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10708-019-10058-6>.

KEMARAU, R. A.; EBOY, O. V.; SAKAWI, Z.; SUAB, S. A.; MD NOR, N. N. F. Impact Deforestation on Land Surface Temperature: A Case Study Highland Kundasang, Sabah. Geoplanning: **Journal of Geomatics and Planning**, v. 10, n. 1, p. 45-54, 2023. DOI: <https://doi.org/10.14710/geoplanning.10.1.45-54>.

LI, M. et al. Efeitos de padrões de paisagem e suas mudanças na saúde do ecossistema sob diferentes gradientes topográficos: um estudo de caso das montanhas Miaoling no sul da China. **Ecological Indicators**, v. 154, 110796, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110796>.

LI, W. et al. Distinguishing the relative contributions of landscape composition and configuration change on ecosystem health from a geospatial perspective. **Science of The Total Environment**, v. 894, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165002>.

LINDGREN, J. P.; COUSINS, S. A. O. Island biogeography theory outweighs habitat amount hypothesis in predicting plant species richness in small grassland remnants. **Landscape Ecology**, v. 32, p. 1895-1906, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0544-5>.

LIU, Z.; ZHU, L.; CHEN, Z.; HUANG, X.; LIN, C.-W. Study the changes in wetland landscape patterns using remote sensing images – A case study of Jiulongjiangkou, Fujian, China. **IOP**

Conference Series: Earth and Environmental Science, v. 1171, n. 1, 2023. DOI: <https://dx.doi.org/10.1088/1755-1315/1171/1/012049>.

LUNA, L. W.; SOUZA, T. O.; SILVA, W. A. G. et al. Genetic variation of the endangered Araripe Manakin (*Antilophia bokermanni*) indicates a history of demographic decline. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 25, p. 60-66, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF03544378>.

MA, L. et al. Identifying key landscape pattern indices influencing the ecological security of inland river basin: The middle and lower reaches of Shule River Basin as an example. **Science of The Total Environment**, v. 674, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.107>.

MACÊDO, M. J. F.; RIBEIRO, D. A.; DE OLIVEIRA SANTOS, M.; DE MACEDO, D. G.; MACEDO, J. G. F.; DE ALMEIDA, B. V.; SARAIVA, M. E.; LACERDA, M. N. S.; DE ALMEIDA SOUZA, M. M. Fabaceae medicinal flora with therapeutic potential in Savanna areas in the Chapada do Araripe, Northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Farmacognosia**, v. 28, n. 6, p. 738-750, 2018.

MENELAU, A. S.; GOMINHO, M. S. F.; SILVA, M. de A.; MONTENEGRO FILHO, M.; PIRES, C. B.; ARAUJO, S. M. C. de; ALBUQUERQUE, R. M. de. **Estudo descritivo do espaço rural e das unidades de produção agrícola da chapada do Araripe**, PE. Brasília: EMBRAPA-DDT, 1986.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v.1, n. 1-2, p. 1-9. 2001. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1676-06032001000100006>

METZGER, M.J.; BUNCE, R G.; JONGMAN, R H.; SAYRE, R; TRABUCCO, A.; ZOMER, R. A high- resolution bioclimate map of the world: a unifying framework for global biodiversity research and monitoring. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, p. 630-638, 2013.

MORALES, N.; ASSINE, M. L. **Chapada do Araripe: a highland oasis incrustated into the semi-arid region of northeastern Brazil**. In: Landscapes and landforms of Brazil. **Springer**, Dordrecht, 2015. p. 231-242.

MORENO, M.; BERTOLÍN, C.; ARLANZÓN, D.; ORTIZ, P.; ORTIZ, R. Climate change, large fires, and cultural landscapes in the mediterranean basin: An analysis in southern Spain. **Heliyon**, v. 9, n. 6, 2023, e16941, ISSN 2405-8440. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e16941>.

MOSCIARO, M. J.; SEGHEZZO, L.; TEXEIRA, M.; PARUELO, J.; VOLANTE, J. Where did the forest go? Post-deforestation land use dynamics in the Dry Chaco region in Northwestern Argentina. **Land Use Policy**, v. 129, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2023.106650>.

MULLISSA, A. et al. Sentinel-1 SAR Backscatter Analysis Ready Data Preparation in Google Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 13, p. 1954, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs13101954>.

PALMEIRIM, A. F. et al. Marked decline in forest-dependent small mammals following habitat loss and fragmentation in an Amazonian deforestation frontier. **PLOS ONE**, v. 15, 11 mar. 2020.

QASIMI, A. et al. Spatiotemporal and multi-sensor analysis of surface temperature, NDVI, and precipitation using google earth engine cloud computing platform. **Russian Journal of Earth Sciences**, n. 6, p. 1-12, 2022. DOI: <https://doi.org/10.2205/2022ES000812>

QIN, S. Y. et al. Anthropogenic disturbance driving population decline of a dominant tree in East Asia evergreen broadleaved forests over the last 11,000 years. **Conservation Biology**, v. 38, e14180, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1111/cobi.14180>

REHMAN, G. et al. Impacts of mining on local fauna of wildlife in District Mardan & District Mohmand Khyber Pakhtunkhwa Pakistan. **Brazilian Journal of Biology**, v. 84, e251733, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.251733>

REIS, R.; DATIA, N.; PATO, M. A primer on understanding Google Earth Engine APIs. i-ETC: ISEL **Academic Journal of Electronics Telecommunications and Computers**, v. 6, n. 1, p. ID-4, out. 2020. ISSN 2182-4010. DOI: <http://dx.doi.org/10.34629/ipl.isel.i-ETC.81>.

REZENDE, J. S.; FREIRE, F. J.; ARAÚJO FILHO, J. C.; DOS SANTOS FREIRE, M. B. G.; GOMES DE ALMEIDA, B.; COSTA SANTOS, L. R. Impact of deforestation on the soil physical and chemical attributes, and humic fraction of organic matter in dry environments in Brazil. **iForest**, v. 15, p. 465-475, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3832/ifor4016-015>.

RIBEIRO, S. C.; BOSCOLO, D.; CIOCHETTI, G.; FIRMINO, A.; GUIOMAR, N. (coord.). *Ecologia da Paisagem no contexto Luso-Brasileiro*. Curitiba: Appris Editora, 2021

RIBEIRO, J.; LAS-CASAS, F.; LIMA, H.; SILVA, W.; NAKA, L. The effect of forest management on the avifauna of a brazilian dry forest. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.631247>

RIBEIRO-SILVA, S.; MEDEIROS, M.; GOMES, B.; SEIXAS, E.; SILVA, M. Angiosperms from the araripe national forest, ceará, brazil. **Check List**, v. 8, n. 4, p. 744, 2012. DOI: <https://doi.org/10.15560/8.4.744>

RIOS, E. et al. Testing the habitat amount hypothesis and fragmentation effects for medium- and large-sized mammals in a biodiversity hotspot. **Landscape Ecology**, v. 36, 20 mar. 2021.

SÁ, I. B.; DRUMOND, M. A.; CUNHA, T. J. F.; TAURA, T. A. **Manejo florestal na Chapada do Araripe: uma técnica de combate à desertificação**. In: SIMPÓSIO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS E DESERTIFICAÇÃO NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO, 3., 2011, Juazeiro. Experiências para mitigação e adaptação. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2011.

SANTOS, J.; BEZERRA, J.; SILVA, V.; LINHARES, K.; OLIVEIRA, A.; CAMPOS, N.; ... & SILVA, M. Phytosociology a humid forest of the chapada of araripe, crato, ce, brazil. **Journal of Agricultural Science**, v. 11, n. 7, p. 115, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5539/jas.v11n7p115>

SANTOS, W. B. DOS; MARANGON, L. C.; FREIRE, F. J.; BRAZ, R. L.; TORRES, J. E. DE L.; SANTOS, J. N. B. Vegetação lenhosa de regiões semiáridas em diferentes altitudes. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 30, n. 1, p. 161-175, Mar. 2020.

SCHULTZ, M.; CLEVERS, J. G. P. W.; CARTER, S.; VERBESSELT, J.; AVITABILE, V.; QUANG, H. V.; HEROLD, M. Performance of vegetation indices from Landsat time series in

deforestation monitoring. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 52, p. 318-327, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.06.020>.

SHAO, S. et al. Towards a Core Set of Landscape Metrics of Urban Land Use in Wuhan, China. ***ISPRS International Journal of Geo-Information***, v. 11, n. 281, 2022. DOI: 10.3390/ijgi11050281.

SHEN, C. et al. Decline in Aboveground Biomass Due to Fragmentation in Subtropical Forests of China. **Forests**, v. 12, 13 maio 2021.

SILVA, J. A. A.; DA ROCHA K. D.; FERREIRA R.L.C.; TAVARES J.Á. **Produtividade Volumétrica de Clones de Eucalyptus Spp. no Polo Gesseiro do Araripe, Pernambuco**. Anais... Academia Pernambucana de Ciência Agrônômica, v. 10, p. 240-260, 2013.

SILVA, J. P. F. da. **Vulnerabilidade ambiental às mudanças climáticas e ao uso e cobertura da terra na região semiárida do nordeste do Brasil**. 2019. 168 f. Tese (Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2019.

SILVA NETO, B. **Perda da vegetação natural na Chapada do Araripe (1975/2007) no estado do Ceará**. 2013. 185 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 2013.

SILVA, V. S.; SALAMI, G.; DA SILVA, M. I. O.; SILVA, E. A.; MONTEIRO JUNIOR, J. J.; ALBA, E. Methodological evaluation of vegetation indexes in land use and land cover (LULC) classification. **Geology, Ecology, and Landscapes**, v. 4, n. 2, p. 159-169, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1080/24749508.2019.1608409>.

SILVEIRA, J.G. da; OLIVEIRA NETO, S.N. de; CANTO, A.C.B. do; LEITE, F.F.G. Dorilêo; CORDEIRO, F.R.; ASSAD, L.T.; SILVA, G.C.C.; MARQUES, R.O.; DALARME, M.S.L.; FERREIRA, I.G.M.; et al. Land Use, Land Cover Change and Sustainable Intensification of Agriculture and Livestock in the Amazon and the Atlantic Forest in Brazil. **Sustainability**, [s.l.], v. 14, n. 5, 2563, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/su14052563>.

SOUZA, D. C. et al. Efeito da inclinação na estrutura florestal do domínio da Mata Atlântica no sul do Brasil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 84, e258048, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.258048>.

SOUZA, F.; SILVA, M.; LOIOLA, M. Passifloraceae s.s. na chapada do araripe, nordeste do brasil. **Revista Brasileira De Geografia Física**, v. 14, n. 2, p. 770-783, 2021. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.2>.

SRINET, R. et al. Mapping plant functional types in Northwest Himalayan foothills of India using random forest algorithm in Google Earth Engine. **International Journal of Remote Sensing**, v. 41, n. 18, p. 7296-7309, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2020.1766147>.

SUJETOVIENĖ, G.; DABAŠINSKAS, G. Interactions between changes in land cover and potential of ecosystem services in Lithuania at temporal and spatial scale. **Ecological Complexity**, v. 49, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2022.100984>.

THÉBERGE, P. Extratos dos assentos do antigo senado do Icó, desde 1738 até 1835. **Revista Trimensal do Instituto Historico Geographico e Ethnographico do Brasil**, Rio de Janeiro, s.n, 1862.

TONIOLO, E. R.; PAUPITZ, J.; CAMPELLO, F. C. B. Polo Gesseiro de Pernambuco: Diagnóstico e perspectivas de utilização dos energéticos florestais na região do Araripe. **Tecnologias Apropriadas para Terras Secas** – Manejo sustentável de recursos naturais em regiões semiáridas do nordeste do Brasil. Fortaleza, 2007.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. New York: Springer, 2015.

TURNER, M.; GARDNER, R. Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity. Springer-Verlag, New York. 1991.

UEZU, A.; METZGER, J. P. Time-lag in responses of birds to Atlantic Forest fragmentation: restoration opportunity and urgency. **PLoS One**, v. 11, n. 1, 2016.

VAN DER MEIJ, W. M.; TEMME, A. J. A. M.; WALLINGA, J.; SOMMER, M. Modeling soil and landscape evolution – the effect of rainfall and land-use change on soil and landscape patterns. **SOIL**, v. 6, p. 337–358, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-6-337-2020>.

VAROL, B. et al. Analysis of the association between image resolution and landscape metrics using multi-sensor LULC maps. **Journal of Environmental Planning and Management**, 2023. DOI: 10.1080/09640568.2023.2185507.

VELASTEGUI-MONTOYA, A. et al. Google Earth Engine: A Global Analysis and Future Trends. **Remote Sensing**, v. 15, p. 3675, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs15143675>.

VERA, E.; CRUZ, C.; BARBOZA, E. et al. Change of vegetation cover and land use of the Pómac forest historical sanctuary in northern Peru. **International Journal of Environmental Science and Technology**, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13762-024-05597-6>.

WAN, Z.; HOOK, S.; HULLEY, G. MODIS/Terra Land Surface Temperature/Emissivity 8-Day L3 Global 1km SIN Grid V061 MOD11A2.061. **NASA EOSDIS Land Processes Distributed Active Archive Center**. 2021. DOI: <https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD11A2.061>

WANG, H. et al. Spatial and Temporal Changes of Landscape Patterns and Their Effects on Ecosystem Services in the Huaihe River Basin, China. **Land**, v. 11, n. 513, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/land11040513>.

WANG, M. et al. An Efficient Framework for Producing Landsat-Based Land Surface Temperature Data Using Google Earth Engine. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 13, p. 4689-4701, 2020. DOI: 10.1109/JSTARS.2020.3014586.

WHITE, H. J. et al. Quantifying large-scale ecosystem stability with remote sensing data. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, v. 6, p. 354-365, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1002/rse2.148>.

XUE, S. et al. Identifying key landscape pattern indices influencing the NPP: A case study of the upper and middle reaches of the Yellow River. **Ecological Modelling**, v. 484, 2023. 110457, ISSN 0304-3800. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110457>.

ZENG, Z. et al. Deforestation-induced warming over tropical mountain regions regulated by elevation. **Nature Geoscience**, [s.l.], v. 14, p. 23-29, 2021. DOI 10.1038/s41561-020-00666-0. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41561-020-00666-0>.

ZHAI, H.; LV, C.; LIU, W.; YANG, C.; FAN, D.; WANG, Z.; GUAN, Q. Understanding spatio-temporal patterns of land use/land cover change under urbanization in Wuhan, China, 2000–2019. **Remote Sensing**, [s.l.], v. 13, n. 16, p. 3331, 2021. DOI: 10.3390/rs13163331.

ZHAO, A.; CHEN, X. Forest landscape dynamics and their relevance to forest operation factors during 1980–2015 in Sichuan province, China. **Environ Monit Assess**, v. 192, n. 318, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8230-5>.

ZHAO, Q. et al. Progress and Trends in the Application of Google Earth and Google Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 13, p. 3778, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs13183778>.

ZIMBRES, B.; MATTOS, I. DE; MARINHO-FILHO, J. Habitat Specificity Modulates the Response of Small Mammals to Habitat Fragmentation, Loss, and Quality in a Neotropical Savanna. *Frontiers in Ecology and Evolution*, v. 9, 23 dez. 2021.

8. CAPÍTULO I
DINÂMICA DA PAISAGEM E FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA ÁREA DE
PROTEÇÃO AMBIENTAL DA CHAPADA DO ARARIPE

RESUMO: A Área de Proteção Ambiental (APA) da Chapada do Araripe enfrenta um intenso processo de degradação ambiental, ameaçando sua alta riqueza de espécies arbustivas e arbóreas. Este estudo tem como objetivo geral avaliar a dinâmica das mudanças de uso e ocupação da terra e da fragmentação florestal na APA Chapada do Araripe entre os anos de 1985 e 2021. A área foi dividida em três zonas por altitude, e imagens de classificação de uso e ocupação da terra da coleção 8 do MapBiomas foram usadas para a avaliação da variação espaço-temporal da composição e da configuração de área, forma e agregação, por meio de métricas ao nível de mancha, classe e paisagem, calculadas utilizando o Fragstats 4.2. Os resultados mostram uma matriz florestal fragmentada, com redução de área ao longo dos anos, aumento do isolamento e uniformidade entre as manchas. A classe agropecuária, altamente fragmentada e isolada, cresce constantemente dentro da matriz florestal. Na zona de Baixada, dominada por atividades agropecuárias, solos expostos, áreas de mineração e centros urbanos, a floresta é mais fragmentada e diversa, mas mais estável ao longo do tempo. Na zona de Chapada, a floresta é a matriz, mas teve maior variação na perda de área e fragmentação, especialmente pela expansão da agropecuária, que mais do que dobrou sua área. A zona da Encosta mostra fragmentação moderada e diversificada devido às transições ecológicas entre as zonas alta e baixa, com perda de vegetação e aumento do uso intensivo da terra, causando problemas ambientais como erosão e diminuição da infiltração de água. O estudo conclui que a APA Chapada do Araripe enfrenta desafios críticos relacionados à perda e fragmentação de habitats florestais devido à expansão agropecuária e ao desenvolvimento humano. As diferenças na fragmentação entre as zonas de altitude indicam a necessidade de estratégias de manejo específicas para cada zona de altitude.

Palavras-chave: Uso da Terra, MapBiomas, Métricas da Paisagem, Caatinga.

ABSTRACT: The Environmental Protection Area (EPA) of Chapada do Araripe is undergoing intense environmental degradation, threatening its high richness of shrub and tree species. This study aims to evaluate the dynamics of land use and cover change and forest fragmentation in the Chapada do Araripe EPA from 1985 to 2021. The area was divided into three zones by altitude, and land use and cover classification images from MapBiomas Collection 8 were used to assess the spatio-temporal variation in composition and configuration of area, shape, and aggregation through patch, class, and landscape-level metrics calculated using Fragstats 4.2. The results show a fragmented forest matrix, with a reduction in area over the years, increased isolation, and uniformity among patches. The agro-pastoral class, highly fragmented and isolated, consistently grows within the forest matrix. In the Lowland zone, dominated by agro-pastoral activities, exposed soils, mining areas, and urban centers, the forest is more fragmented and diverse but more stable over time. In the Plateau zone, the forest is the matrix but showed greater variation in area loss and fragmentation, especially due to the expansion of agro-pastoral activities, which more than doubled its area. The Slope zone shows moderate and diversified fragmentation due to ecological transitions between the high and low zones, with vegetation loss and increased intensive land use, causing environmental issues such as increased erosion and decreased water infiltration. The study concludes that the Chapada do Araripe EPA faces critical challenges related to forest habitat loss and fragmentation due to agro-pastoral expansion and human development. Differences in fragmentation between altitude zones indicate the need for specific management strategies for each altitude zone.

Keywords: Land Use, MapBiomas, Landscape Metrics, Caatinga.

9. 1. INTRODUÇÃO

A relação do homem com a floresta é histórica e indivisível. As florestas primitivas ofereceram abrigo, forneceram matéria-prima para energia térmica, frutos para alimentação e plantas com propriedades medicinais, usadas no tratamento de doenças. Hoje, tem-se o ser humano como uma espécie cosmopolita que ainda depende dos recursos florestais para sobreviver, mas dentro de um sistema que só recentemente em sua história, começou a pensar na sustentabilidade dos ecossistemas florestais.

Deste modo, o cenário atual é de uma paisagem global onde as florestas foram desmatadas e o que resta são fragmentos. Principalmente em regiões tropicais, que entre 2000 e 2020 demonstrou um notável aumento da fragmentação florestal e a diminuição da área de uso e cobertura florestal, refletindo o fato de que as florestas nessas regiões estão sob enorme pressão dos seres humanos (Ma et al., 2023).

A composição e distribuição espacial dos diversos usos e coberturas da terra formam a paisagem, na qual as unidades básicas são tipos homogêneos de territórios, em geral caracterizados por estruturas fito-fisionômicas que podem ser delimitadas e distinguidas dos ambientes que as rodeiam (Ribeiro et al., 2021).

Uma definição abrangente do que é paisagem é feita por Metzger (2001). De acordo com o autor, a paisagem é um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação; desta forma, a definição daquilo que é espacialmente heterogêneo depende tão intrinsecamente do observador, que a heterogeneidade tem sido analisada através de diferentes modelos.

O modelo mancha-corredor-matriz é um exemplo que teve origem na década de 1970, e se concentraram na perspectiva de que a heterogeneidade espacial pode ser sumarizada em dois tipos de ambientes: o habitat, locais nativos adequados para a sobrevivência dos organismos focais; e a matriz, trechos de não-habitat onde esses organismos não seriam capazes de sobreviver e no geral são criados pela atividade humana. Essa forma de entendimento sobre as paisagens terrestres traz a ideia ilha-oceano advinda da Teoria de Biogeografia de Ilhas (MacArthur; Wilson, 1967), reforçada pelo desenvolvimento da Teoria de Metapopulações a partir da década de 1990 (Hanski; Gilpin, 1991).

Com o avanço tecnológico de técnicas de sensoriamento remoto, o modelo mancha-corredor-matriz possibilitou o desenvolvimento de estudos voltados a fragmentação de unidades da paisagem; em que por meio de análises com foco na estrutura, distribuição espacial e morfometria das manchas, é possível obter dados que podem ser utilizados para entender a

relação da fragmentação com o comportamento de um fenômeno (Rezzadori et al., 2016; Dias et al., 2019) ou de alguma espécie (Uezu; Metzger, 2016; Aquino, 2020).

Na ciência florestal, a fragmentação florestal pode ser encontrada em estudos que contribuem com a compreensão da relação entre área de manchas florestais e quantidade de espécies (Moraes Filho, 2014; Avilla, 2020), teorias de limiares de fragmentação e extinção (Crooks et al., 2017; Betts et al., 2019; Makishima et al., 2021), consequências do arranjo espacial de manchas nativas para a conservação de espécies (Boscolo; Metzger, 2011) e na compreensão dos efeitos da conectividade florestal em paisagens fragmentadas e propostas de corredores ecológicos (Teixeira et al., 2018; Sutil; Gonçalves; Vieira, 2020).

A fragmentação florestal resulta de atividades de manejo desordenado da paisagem, ameaçando a biodiversidade e os processos ecológicos, pois isolam populações, aumentam as taxas de extinção, e modificam a estrutura das comunidades. Ela altera a oferta de serviços ecossistêmicos como: captura de carbono, evapotranspiração, melhoria na qualidade do ar, bem como valores estéticos-culturais para as comunidades circunvizinhas (Coelho-Junior et al., 2021).

Uma unidade de conservação que vem demonstrando participar de um grande processo de fragmentação florestal é a Área de Proteção Ambiental (APA) da Chapada do Araripe (Luna et al., 2017; Santos et al., 2020; Costa et al., 2023). Levantamentos fitossociológicos realizados nesta APA indicam uma alta riqueza de espécies arbustivas e arbóreas (Bezerra et al., 2020), que variam entre diferentes níveis de altitude (Santos et al., 2020), apresentando espécies de grande potencial fitoterápico (Macêdo et al., 2018). Toda esta riqueza pode estar ameaçada devido ao intenso processo de mudanças no uso da terra e fragmentação florestal que ocorre na região.

Dados históricos demonstram que, a região teve em sua vegetação nativa, a principal fonte de matéria prima, tanto como material de construção, como para fins energéticos (Alves, 1945; Aderaldo, 1948; Théberge, 1862; Morales; Assine, 2015; Silva, 2019). Estas informações anteriormente descritas expressam a urgente avaliação da variação das mudanças de uso e ocupação da terra na Chapada do Araripe, bem como evidencia a necessidade de se conhecer a dinâmica temporal e espacial da fragmentação florestal nesta região.

Este estudo tem como objetivo geral avaliar a dinâmica das mudanças de uso e ocupação da terra e da fragmentação florestal na APA Chapada do Araripe entre os anos de 1985 a 2021. Em específico, propõe classificar e quantificar as áreas das manchas ocupadas por vegetação natural arbórea-arbustiva e uso agropecuário em diferentes zonas de altitude; analisar o processo de fragmentação florestal na área de estudo focando na dinâmica temporal do tamanho, área, forma e proximidade e agregação das manchas; e comparar a fragmentação entre diferentes zonas de altitude ao considerá-las diferentes paisagens.

10. 2. MATERIAL E MÉTODOS

1. 2.1. Caracterização da área de estudo

A área de estudo é a APA Chapada do Araripe, localizada no interior do nordeste brasileiro. A Chapada do Araripe é um acidente geográfico e sítio paleontológico inserida dentro da região das Caatingas, mais especificamente ao sul do Ceará (CE), a oeste de Pernambuco (PE) e a leste do Piauí (PI); abriga a Floresta Nacional do Araripe-Apodi (FLONA Araripe, primeira Floresta Nacional criada no Brasil) e o Geopark Araripe, criados respectivamente em 1946 e 2006. A Chapada do Araripe está inserida em uma APA de mesmo nome, criada pelo decreto federal de 4 de agosto de 1997, com uma área aproximada de 1,06 milhões de ha (Brasil, 1997).

Para a realização desta pesquisa, a região da APA Chapada do Araripe foi dividida em três zonas seguindo os seguintes passos: um buffer de 6 km foi definido para além do limite oficial do ICMbio para APA, esta nova configuração com adição do buffer totalizou uma área de 1,53 milhões de ha que foi zoneada de acordo com diferentes faixas de altitude, semelhante à metodologia de Cunha (2017) e Santos et al., (2020): a zona Baixada com altitude de até 600 m, a zona Encosta entre 600 e 750 m de altitude, e a zona Chapada com altitudes acima de 750 m (Figura 1).

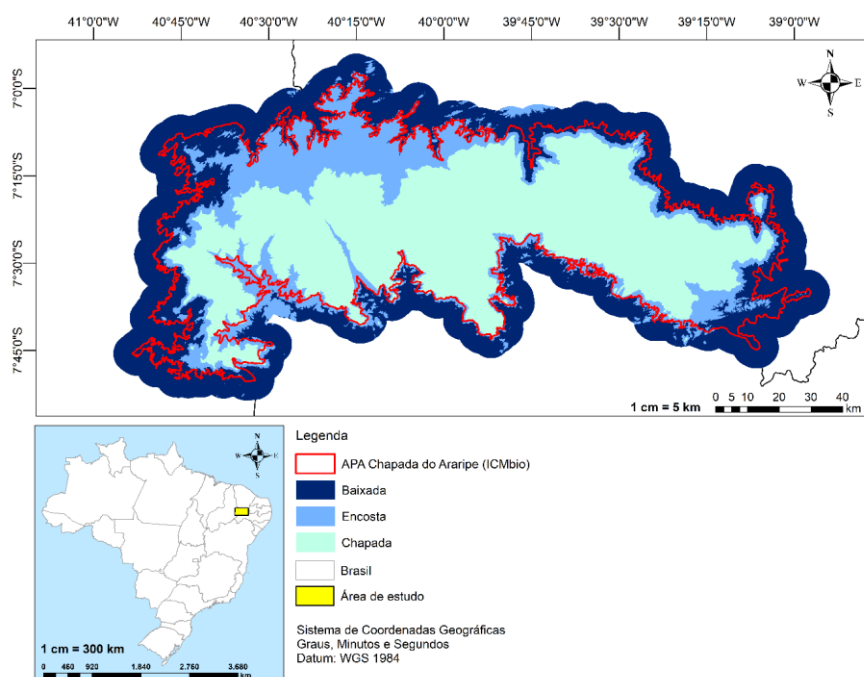


Figura 1: Localização da área de estudo na APA Chapada do Araripe (ICMBio), Brasil. Fonte: O autor.

1. 2.1.1. Geologia e solos

A Bacia do Araripe é uma das mais importantes bacias internas da região Nordeste do Brasil, com uma área de aproximadamente 9.000 km². Está localizada entre outros importantes sistemas de bacias e é influenciada por antigas estruturas geológicas, como os lineamentos de Patos e Pernambuco. Como pode ser observado na Figura 2, o registro estratigráfico da Bacia do Araripe é composto por cinco sequências estratigráficas, conhecidas como Formação Cariri (Paleozóico), formações Brejo Santo (pré-rifte), Formação Abaiara (rifte), formações Barbalha e Santana (pós-rifte I), formações Araripina e Exu (pós-rifte II) (Assine, 1990).

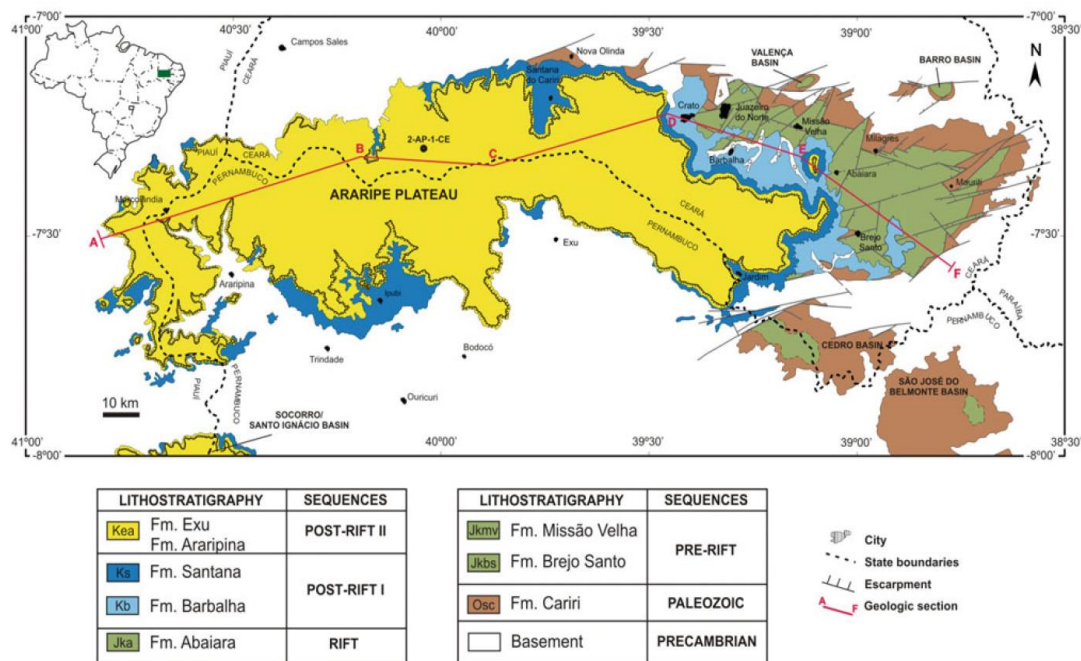


Figura 2: Geomorfologia da Bacia do Araripe em APA Chapada do Araripe, Brasil. Fonte: Assine (1990).

A história geomorfológica do planalto do Araripe pode ser contada partindo da formação do continente sul-americano, na qual a abertura da fenda do Atlântico Sul no Cretáceo causou a separação do supercontinente do sul Gondwana, sendo responsável pela deriva continental e individualização da África e da América do Sul como novos continentes (Assine, 1990).

Durante milhares de anos, a superfície continental sul-americana foi elevada a diferentes altitudes, que ultrapassavam 1.000 m em muitas áreas. Este soerguimento afetou

grande parte do interior do Nordeste brasileiro, os processos erosivos aumentaram a intensidade e a superfície foi sendo modificada, resultando em um relevo plano e elevado (Silva, 2011).

Dentre as classes de declividade definidas pela Embrapa (Santos et. al, 2018), a classe de relevo plano ocupa a maior extensão, com 670,55 mil ha, o que corresponde a 43,74% da área total, seguida pela classe suave ondulado que abrange 489,53 mil ha, ou 31,93% da área total (Figura 3).

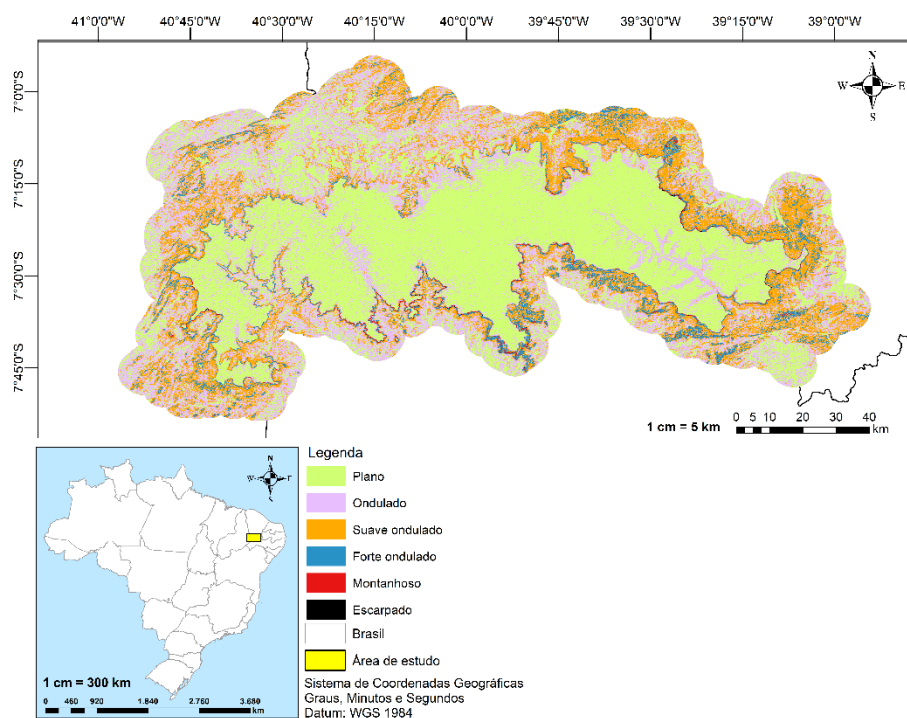


Figura 3: Classes de declividade na região de estudo em APA Chapada do Araripe, Brasil. As classes de declividade foram definidas conforme Embrapa (Santos et. al, 2018).

As classes ondulado e forte ondulado cobrem 287,78 mil ha (18,77%) e 76,15 mil ha (4,97%) respectivamente. As classes montanhoso e escarpado apresentam as menores extensões, com 8,59 mil ha e 527,94 ha, respectivamente, que em termos percentuais, correspondem a 0,56% e 0,03% da área total. É notável que a maior parte da área, somando 75,67% nas classes plano e suave ondulado, apresenta características de terreno menos inclinado. Já as áreas mais inclinadas, representadas pelas classes montanhoso e escarpado, constituem uma fração mínima do terreno, totalizando apenas 0,59% da área.

O tipo de solo com a maior ocupação de área é o Latossolo Vermelho-Amarelo Distróficos (Figura 4), que abrange uma extensão de 554,22 mil ha, ou 36,10% do total. Este tipo de solo é caracterizado por sua alta resistência à erosão e boa drenagem.

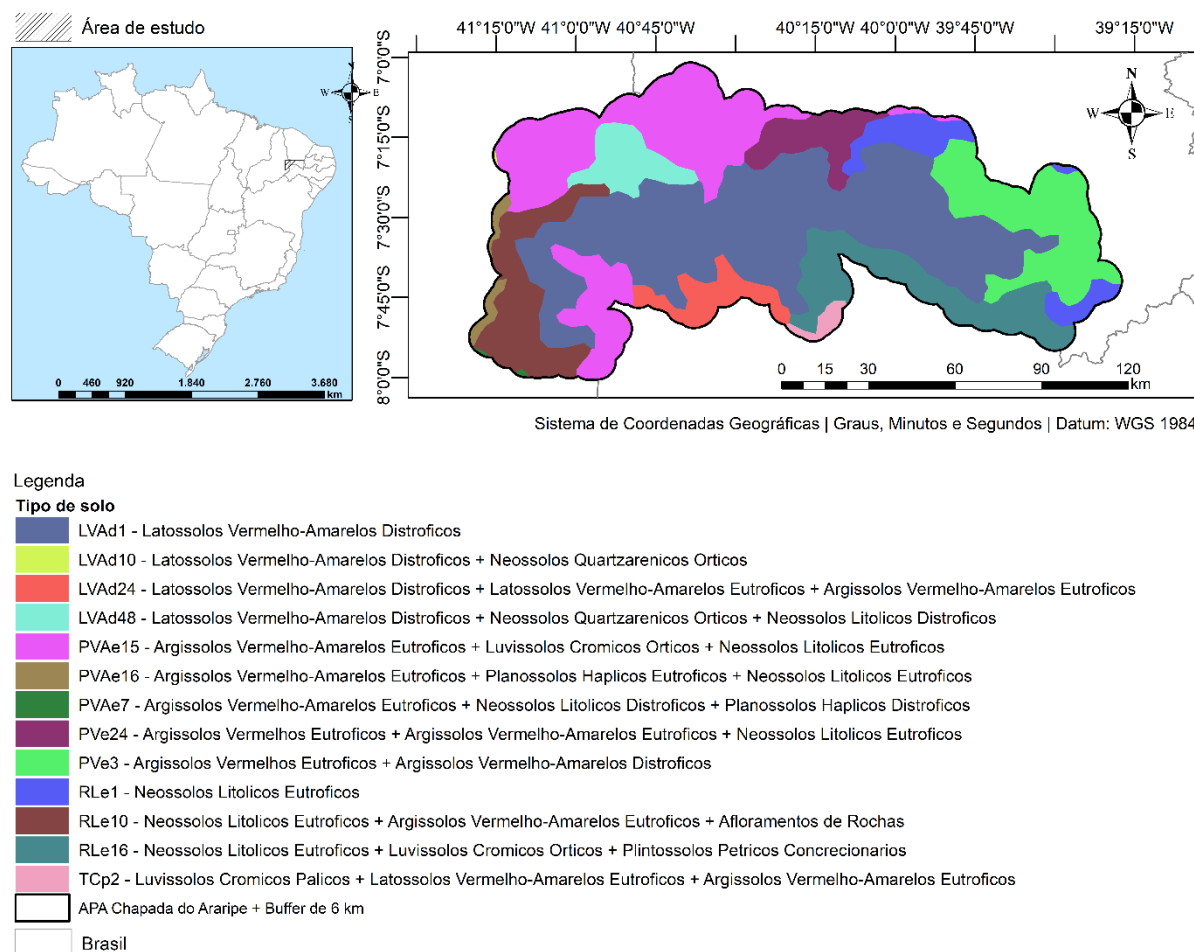


Figura 4: Tipos de solo na região de estudo em APA Chapada do Araripe, Brasil. Fonte: Embrapa (Santos et. al, 2018).

Em segundo lugar, os Argissolos Vermelho-Amarelos Eutróficos, ocupam uma área de 231,00 mil ha, equivalente a 15,05% da área total. Estes solos são conhecidos por sua textura argilosa e capacidade de reter água, tornando-os adequados para a agricultura, desde que bem manejados. O terceiro maior tipo de solo é o Argissolos Vermelhos Eutróficos, juntamente com Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos. Estes ocupam uma área de 163,46 mil ha, ou 10,65% do total. Estes solos são versáteis e podem suportar uma variedade de usos agrícolas, mas exigem manejo cuidadoso para manter sua fertilidade.

Os demais tipos de solo compõem o restante da área, com ocupações variando desde solos com alta concentração de matéria orgânica, até solos arenosos e menos férteis. Esses solos representam os restantes 38,20% da área total e têm características distintas que requerem diferentes estratégias de manejo. Alguns desses solos, como os Neossolos Litólicos e os Cambissolos, são menos adequados para práticas agrícolas intensivas devido às suas limitações físicas e químicas. Outros, como os Luvisolos e os Planossolos, são mais comuns em áreas alagadas e requerem técnicas específicas de manejo.

2. 2.1.2. Aspectos climáticos

Em uma análise exploratória dos dados CHIRPS referentes à precipitação média anual na região da APA Chapada do Araripe, acrescidas de um buffer de 6 km do seu entorno, e utilizando uma escala temporal de 36 anos (1986 a 2022). A média aritmética da precipitação média anual é estimada em aproximadamente 754,93 mm. O desvio padrão é calculado como cerca de 174,72 mm (Figura 5).

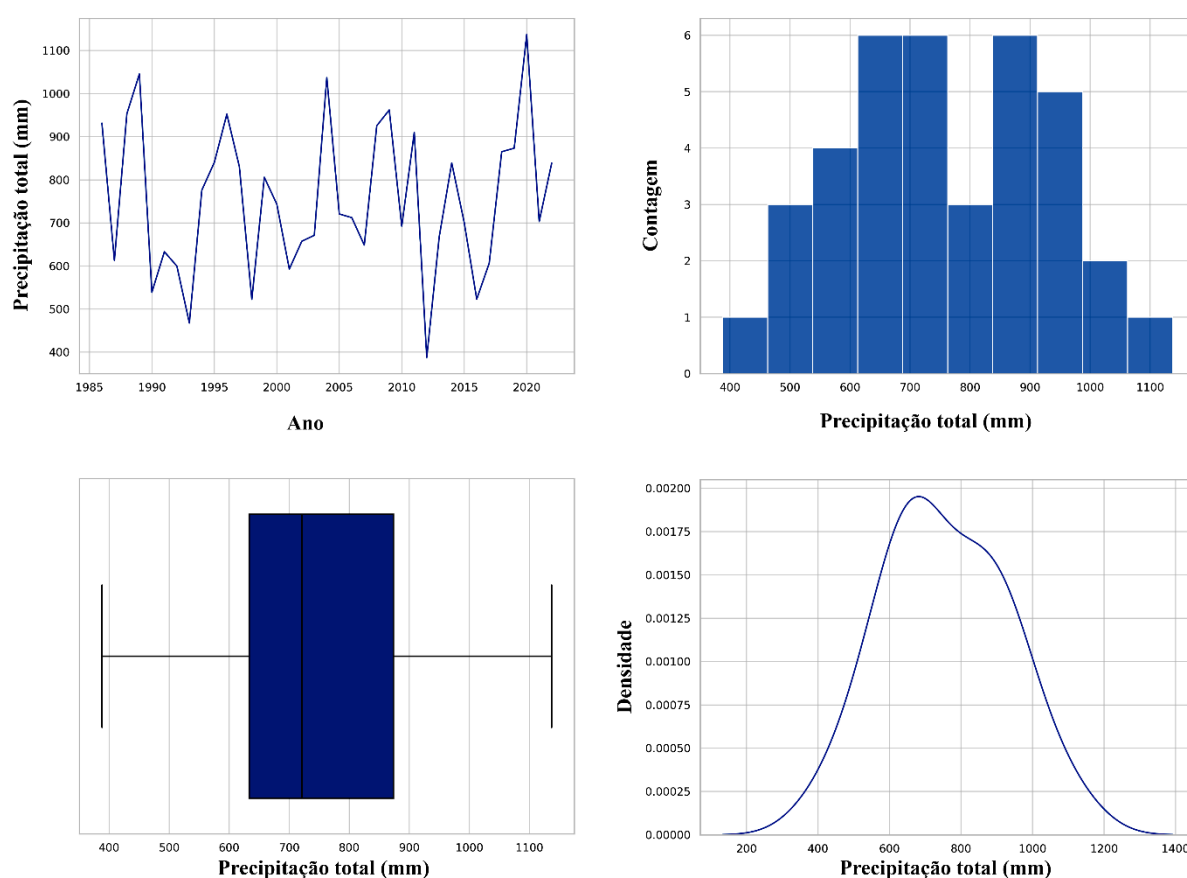


Figura 5: Análise descritiva da precipitação média anual entre os anos de 1986 a 2022 em APA Chapada do Araripe, Brasil. Fonte: Climate Hazards Group Infrared Precipitation (Funk et al., 2015)

Quanto aos valores extremos da série, o valor mínimo de precipitação média anual registrado é de aproximadamente 387,95 mm, enquanto o valor máximo alcança cerca de 1,14 mil mm. Ao observar a Figura 6, é possível compreender o comportamento espacial de toda precipitação ocorrida entre 1986 e 2022.

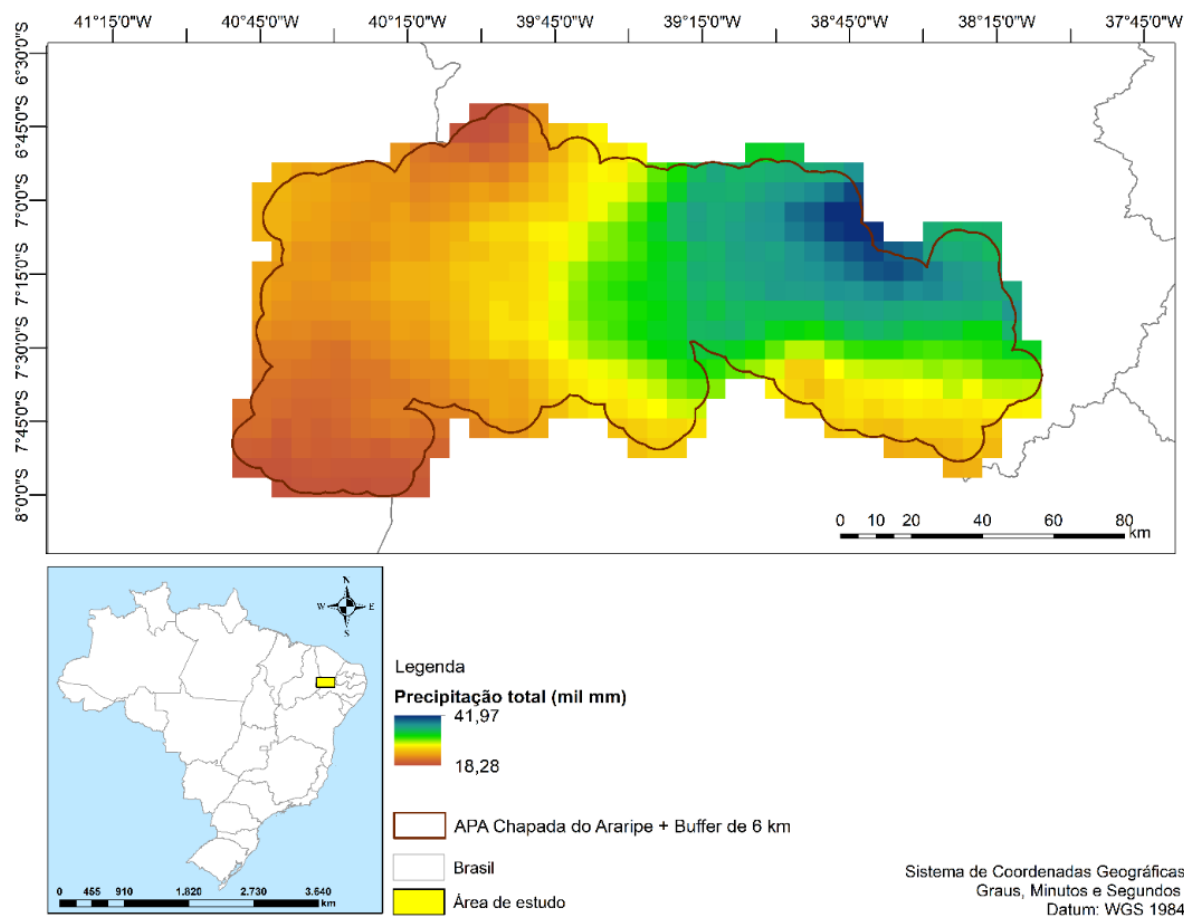


Figura 6: Precipitação total (mil mm) entre os anos de 1986 a 2022 em APA Chapada do Araripe, Brasil. Fonte: Climate Hazards Group Infrared Precipitation (Funk et al., 2015)

A precipitação na chapada do Araripe é evidentemente desuniforme, com a pequena região do Cariri na porção leste e dentro do estado do Ceará recebendo um total de quase 42 mil milímetros de chuva, que representa uma média de 1,14 mil mm por ano. Este volume de chuva é completamente diferente do observado na porção oeste da chapada, com um total acumulado de 18,28 mil milímetros de chuva ou uma média de 487,50 mm por ano, recebendo menos da metade do volume de chuvas quando comparado com a região do Cariri.

A análise descritiva foi conduzida para investigar a distribuição anual da temperatura máxima da superfície terrestre durante o dia, utilizando um conjunto de dados MOD11A2.061 composto por 22 observações anuais (2001 a 2022) Figura 9.

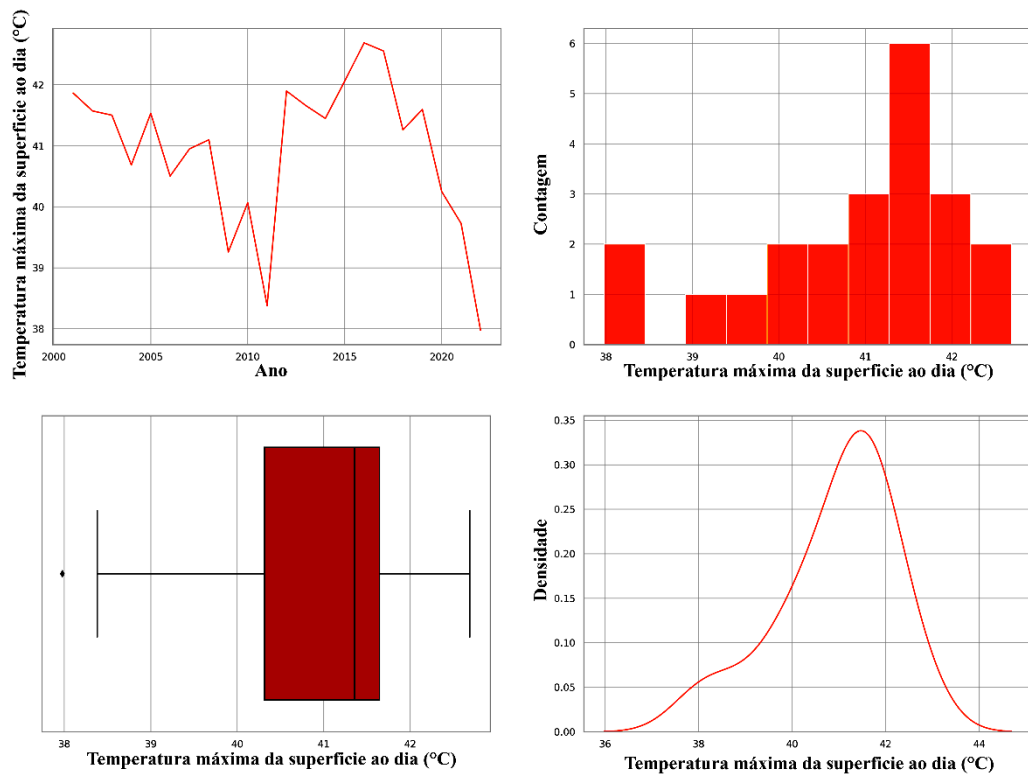


Figura 7: Análise descritiva da temperatura anual máxima da superfície entre os anos de 2001 a 2022 em APA Chapada do Araripe, Brasil. Fonte: MODIS/Terra Land Surface Temperature/Emissivity 8-Day L3 Global 1km SIN Grid V061 (Wan; Hook; Hulley, 2021).

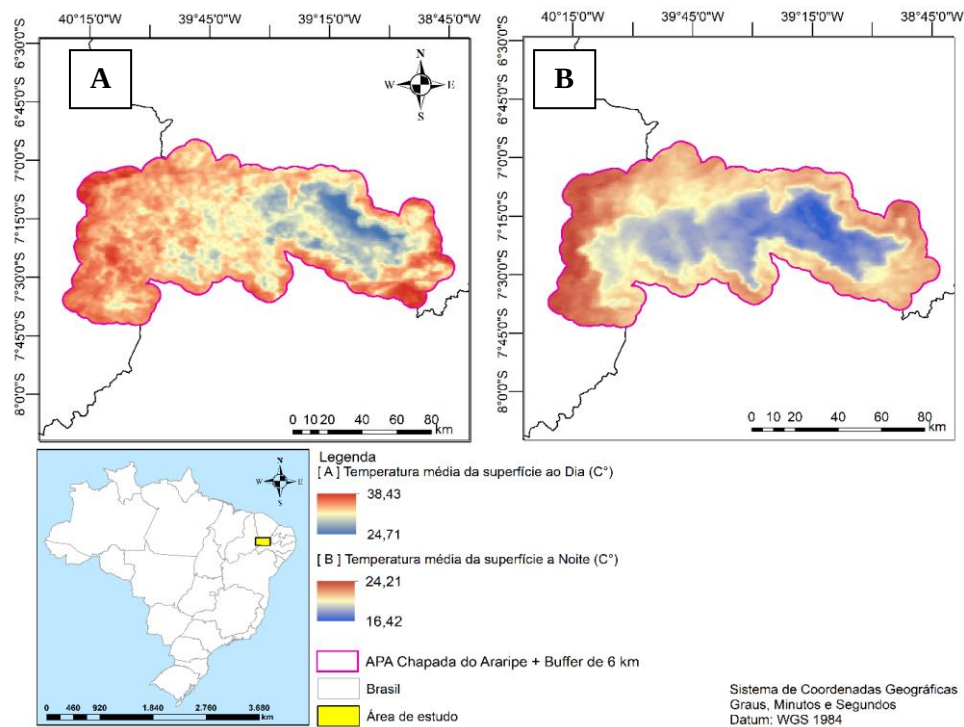


Figura 8: Temperatura média da superfície em C° para dia (A) e noite (B) entre os anos de 2001 a 2022 em APA Chapada do Araripe, Brasil. Fonte: MODIS/Terra Land Surface Temperature/Emissivity 8-Day L3 Global 1km SIN Grid V061 (Wan; Hook; Hulley, 2021).

A média aritmética da temperatura máxima da superfície durante o dia é de 40,93°C, com um desvio padrão de 1,24°C, indicando uma variação moderada em torno da média. O valor mínimo observado é de 37,98°C, enquanto o valor máximo é de 42,69°C (Figura 7).

A avaliação espacial da temperatura média da superfície revela que, em áreas com vegetação mais densa, como na FLONA Araripe-Apodi, a temperatura durante o dia pode atingir uma média de 24,71°C, enquanto à noite cai para 16,42°C (Figura 8). Em locais com menos vegetação ou à medida que se avança na direção oeste, as temperaturas médias aumentam e podem chegar a 38,43 C° ao dia e 24,21 C° à noite em vários locais da baixada.

2. 2.2. Dados de uso e ocupação da terra e cálculo das métricas em nível de classe

Os dados de uso e ocupação da terra foram obtidos da coleção 8 do projeto MapBiomas. Por meio da plataforma do GEE foi possível realizar o download dos dados no formato GeoTiff para a área de estudo. Para todos os anos de 1985 a 2022, foram realizados os

downloads dos mapas de uso e ocupação da terra para o bioma Caatinga, onde está inserida a área de estudo.

Estes GeoTiff então foram utilizados no programa ArcMap para desktop, versão 10.8, onde foram unidos, reprojutados para UTM (WGS 1984, zona 23, sul) e recortados para o formato da área total e das três subáreas (zonas). Todas as classes de nível 2 ou 3 foram reclassificadas para o nível 1. Desta forma, as classes nível 1 ficaram definidas como:

- Floresta: Formação Florestal e Formação de Savana.
- Formação Natural Não Florestal: Afloramento Rochoso.
- Agricultura: Pastagem, Cultura Temporária, Culturas Permanentes, Plantação Florestal e Mosaico de Usos.
- Área Não Vegetada: Área Urbana e Mineração.
- Água: Rio e Lago.

Ao fim desta etapa foram obtidos então 38 imagens devidamente tratadas e reclassificadas para a área total e as diferentes zonas, totalizando 152 imagens, que foram inseridas no programa Fragstats versão 4.2 (Mcgarigal; Cushman; Ene, 2012) para cálculo das métricas da paisagem. O processamento foi realizado em quatro lotes de 38 imagens, sendo um lote para as métricas em área total e os lotes restantes para as três zonas. As métricas foram selecionadas por meio de consulta à literatura, posto que o estudo da fragmentação florestal é de foco constante em estudos da ecologia da paisagem. Estas foram então organizadas para o nível de classes em métricas de área-orla, forma e agregação (Quadro 1).

Quadro 1. Descrição das métricas da paisagem, utilizadas para análise da paisagem. Fonte: Adaptado de McGarigal, Cushman e Ene (2012).

Grupo	Sigla	Unidade	Definição	Varição
Área-orla	CA	ha	Somatório das áreas das manchas da classe correspondente (em ha).	AREA > 0
	PLAND	%	Razão entre a soma das áreas de todas as amostras da classe correspondente, divididas pela área total da paisagem.	$0 < \text{PLAND} \leq 100\%$
	LPI	m	Razão entre a área da maior amostra da classe corresponde pela área total da paisagem.	$0 < \text{LPI} \leq 100 \%$
	TE	m	Soma dos comprimentos de todos os segmentos de orla que envolvem o tipo de classe correspondente.	$\text{TE} \geq 0$ e/ou $\text{TE} = 0$
	AREA_M N	ha	Razão entre área total da classe e total de manchas da classe	AREA > 0

			correspondente (em ha).	
Forma	FRAC_MN	-	Se aproxima de 1 para formas com perímetros muito simples, como quadrados, e se aproxima do 2 para formas com perímetros altamente complicados e complexos.	$1 \leq \text{FRAC} \leq 2$
Agregação	ENN_MN	m	É igual à distância (m) da mancha vizinha mais próxima do mesmo tipo, com base na menor distância de orla a orla. As distâncias de orla a orla são mensuradas considerando os centros das células.	$\text{ENN} > 0$
	PD	n por 100 ha	É igual ao número de manchas do tipo de mancha correspondente, dividido pela área total da paisagem (m ²), multiplicado por 10000 e 100.	$\text{PD} > 0$
	AI	%	É igual ao número de adjacências semelhantes envolvendo a classe correspondente, dividido pelo número máximo possível de adjacências semelhantes envolvendo a classe correspondente.	$0 \leq \text{AI} \leq 100\%$

Em que CA = Área da classe; PLAND = Porcentagem de ocupação da paisagem; LPI = Índice da maior mancha; TE = Total de orla; AREA_MN = Área média das manchas; FRAC_MN = Índice fractal médio; ENN_MN = Distância euclidiana média do vizinho mais próximo; PD = Densidade de manchas; e AI = Índice de agregação.

3. 2.3. Análise em nível de mancha

Para a análise espacial das manchas de floresta e sua distribuição em diferentes classes de área, foi adotada a abordagem de estratificação por altitude. Para cada zona, as manchas de floresta foram classificadas em categorias de área pré-definidas: 0-0,2; 0,2-0,4; 0,4-0,8; 0,8-1; 1-2; 2-4; 4-8; 8-10; 10-25; 25-50; 50-100 e >100 ha. O número de manchas em cada classe de área foi contabilizado e, em seguida, convertido em percentual em relação ao total de manchas para cada ano analisado. Isso permitiu uma comparação relativa entre as zonas, independentemente da quantidade absoluta de manchas que é influenciada diretamente pelo tamanho da área. Por fim, os dados foram visualizados por meio de um gráfico de boxplot, onde o eixo y representa a porcentagem de manchas e o eixo x as classes de área, sem nomeação específica, apenas indicando as faixas de área.

4. 2.4. Cálculo das métricas em nível de paisagem

Nesta etapa, as três diferentes zonas e a zona da área total foram consideradas quatro diferentes paisagens. Para cada paisagem, foram analisadas duas métricas de paisagem: o Índice de Diversidade de Shannon (SHDI) e o Índice de Divisão da Paisagem (DIVISION).

O SHDI é baseado na proporção da paisagem ocupada por diferentes tipos de manchas, o índice aumenta à medida que a quantidade de diferentes tipos de manchas aumenta e/ou a distribuição proporcional da área entre os tipos destas se torna mais equitativa. O DIVISION é calculado como 1 menos a soma da área da mancha dividida pela área total da paisagem, elevada ao quadrado, somada às manchas na paisagem. A métrica varia entre 0 e 1 e é interpretada como a probabilidade de dois pixels aleatoriamente escolhidos na paisagem não estarem situados na mesma mancha (Mcgarigal; Cushman; Ene, 2012).

Para cada uma das quatro zonas, foram calculadas as seguintes estatísticas descritivas para ambas as métricas: média, desvio padrão, coeficiente de variação, valor máximo e valor mínimo.

Os resultados foram interpretados com base na literatura científica sobre as métricas de paisagem, considerando tanto o valor numérico das métricas quanto o significado ecológico e paisagístico.

11. 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

1. 3.1. Métricas de área para todas as classes

A análise de mudança do uso e ocupação da terra entre 1985 e 2022 revelou tendências em diferentes classes e zonas de altitude. A área total estudada é de 1,54 milhões de ha, sendo 629,45 mil ha na Baixada, 596,43 mil ha na Chapada e 310,34 mil ha na Encosta.

Como esperado, ao observar a Tabela 1, os valores de PLAND e CA nos anos de 1985 a 2022, todas as zonas definidas apresentaram uma paisagem de matriz florestal que está perdendo área, em contraste com uma classe Agropecuária com área em crescimento; sendo essas classes as que apresentaram valores de maior magnitude. As áreas das classes Formação Natural Não Florestal, Intensivo, e Água, na zona Chapada, demonstraram resultados sempre opostos quando comparados aos resultados destas classes nas outras zonas analisadas.

Tabela 1: Comparação entre os valores das métricas de área, de 1985 a 2022, para cada classe, em cada uma das zonas analisadas, indicando a diferença e o estado de perda ou ganho de área. Em APA Chapada do Araripe, Brasil.

Classe	Zona	PLAN D 1985 (%)	PLAN D 2022 (%)	CA 1985 (ha)	CA 2022 (ha)	Diferença (ha)	% da diferenç a
Floresta	Área Total	76,69	64,09	1179263,5 2	985502,5 2	- 193761,00	-16,43
	Baixada	65,25	54,87	410687,73	345387,2 4	-65300,49	-15,90
	Encosta	78,74	64,74	244410,75	200952,9 0	-43457,85	-17,78
	Chapada	87,74	73,52	523324,80	438483,8 7	-84840,93	-16,21
	Área Total	20,98	33,54	322654,95	515755,1 7	193100,22	59,85
Agropecuária	Baixada	31,24	41,07	196625,43	258506,9 1	61881,48	31,47
	Encosta	19,65	33,73	60999,66	104689,6 2	43689,96	71,62
	Chapada	10,82	25,47	64552,68	151925,1 3	87372,45	135,35
Formação Natural Não Florestal	Área Total	1,51	1,39	23292,27	21327,93	-1964,34	-8,43
	Baixada	2,40	2,21	15102,36	13902,48	-1199,88	-7,94
	Encosta	1,28	0,84	3966,21	2611,26	-1354,95	-34,16
	Chapada	0,70	0,80	4181,76	4778,73	596,97	14,28
Intensivo	Área Total	0,55	0,82	8423,37	12587,04	4163,67	49,43
	Baixada	0,54	1,49	3381,57	9408,60	6027,03	178,23
	Encosta	0,22	0,63	697,14	1966,59	1269,45	182,09
	Chapada	0,73	0,20	4341,15	1198,17	-3142,98	-72,40
Água	Área Total	0,26	0,16	4010,40	2471,85	-1538,55	-38,36
	Baixada	0,58	0,36	3654,00	2245,86	-1408,14	-38,54
	Encosta	0,10	0,06	321,48	174,87	-146,61	-45,60
	Chapada	0,01	0,01	31,59	46,08	14,49	45,87

Na área total observou-se uma diminuição na cobertura de florestas na zona de Área Total entre 1985 e 2022. O percentual de terra classificado como floresta diminuiu de 76,69% para 64,09%. Em termos absolutos, isso representa uma perda de cerca de 193.761,00 ha, o que equivale a uma redução de 16,43%. Contrariamente à classe Floresta, a classe Agropecuária apresentou um aumento tanto em percentual, quanto em área absoluta. O percentual subiu de 20,98% para 33,54%, o que representa um incremento de 193.100,22 ha. Essa mudança indica um aumento de 59,85% na área dedicada a atividades agropecuárias.

A conversão de áreas florestais em áreas agrícolas pode resultar em trade-offs entre a produção de alimentos e a provisão de serviços ecossistêmicos. Um estudo de Liang et al. (2021) na Bacia do Rio Xiangjiang, na China, demonstra como a expansão agrícola, embora tenha aumentado a produção de alimentos, levou à deterioração da qualidade da água devido ao aumento da exportação de nitrogênio e fósforo. Os autores argumentam que a busca por um único serviço ecossistêmico, como a produção agrícola, pode comprometer a provisão de outros como a purificação da água. Além disso, a conversão de florestas em áreas agrícolas também pode levar à fragmentação do habitat, o que pode ter um impacto negativo na riqueza e abundância de aves (Adler; Jedicke, 2022).

A pesquisa de Liang et al. (2021) destaca a importância de se considerar diferentes cenários de uso da terra para otimizar a gestão dos recursos naturais e minimizar os impactos negativos da conversão de áreas florestais. Os autores propõem cenários que integram a conservação ambiental e a produção agrícola, buscando um equilíbrio entre a provisão de serviços ecossistêmicos e o desenvolvimento socioeconômico.

Ainda na Área Total, a classe Formação Natural Não Florestal teve uma ligeira diminuição em sua ocupação, passando de 1,51% para 1,39%, correspondendo a uma diminuição de 1.964,34 ha, ou seja, uma diminuição de 8,43% em termos de área. A classe de uso da terra Intensivo apresentou crescimento, tanto percentual quanto em área, com um aumento de 49,43% na área ocupada por atividades intensivas. A área total coberta por água diminuiu de 0,26% para 0,16%, e a área em ha decresceu de 4.010,40 ha para 2.471,85 ha. Essa mudança resulta em uma perda de 1.538,55 ha, o que indica uma redução de 38,36% na área total de corpos d'água.

Li et al. (2021) destacam que tanto a composição quanto a configuração da paisagem têm impactos nos serviços ecossistêmicos relacionados à água, sendo que os efeitos da composição são maiores do que os da configuração; de forma que a perda de área de floresta e o aumento de outras classes, como a expansão de áreas de construção, têm impactos significativos nos serviços ecossistêmicos relacionados à água.

Ao decompor os dados por zonas geográficas em uma análise de maior detalhe, observam-se tendências similares, mas com variações em magnitude. A Baixada, Encosta e Chapada apresentaram significativa redução da cobertura florestal, com notável crescimento da agropecuária e uso intensivo de terras na Baixada e Encosta, enquanto a Chapada destacou-se pelo aumento na agropecuária e redução no uso intensivo de terras.

Na Baixada, ocorreu uma notável diminuição da cobertura florestal (-15,90 %) e uma redução nas áreas de água, indicando potencialmente um avanço de atividades humanas sobre

os ecossistemas naturais (Figura 9). Esta zona também teve um crescimento expressivo da agropecuária e do uso intensivo de terra. A Baixada, sendo uma área de menor altitude é, portanto, mais acessível, e demonstra ter sido afetada pela expansão e desenvolvimento urbano, o que é evidenciado pelo aumento de 31,47% na agropecuária e pelo aumento expressivo de 178,23% na área de uso intensivo com áreas urbanas, mineração e solo exposto. A Formação Natural Não Florestal sofreu uma diminuição modesta de 2,40% para 2,21%, correspondendo a uma redução de área de aproximadamente 1.199,88 ha.

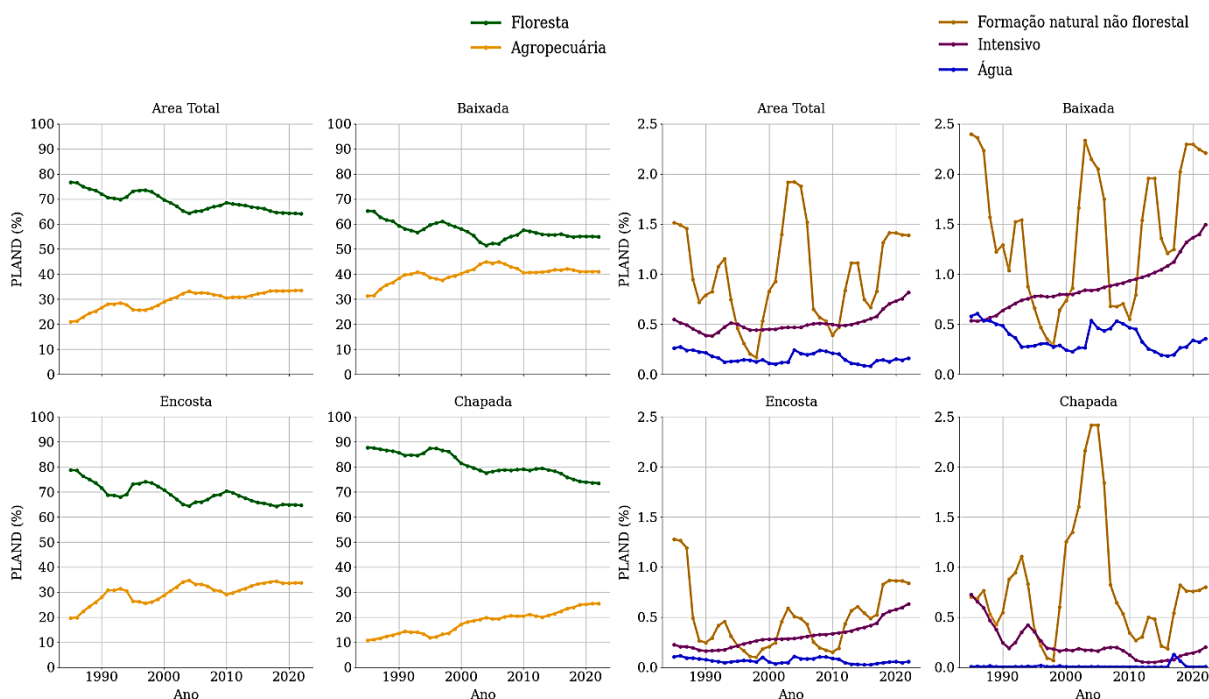


Figura 9: Variação da métrica PLAND (%) ao longo dos anos para as diferentes classes de uso da terra em diferentes zonas. Em que, a linha amarela representa os valores de Agropecuária; a linha verde representa os valores de Floresta; a linha mostarda representa os valores de Formação Natural Não Florestal; a linha roxa representa os valores da classe Intensivo; e a linha azul a classe Água. Em APA Chapada do Araripe, Brasil.

A zona de Encosta apresentou resultados não esperados, caracteristicamente mais inclinada e com acesso mais difícil que a Baixada, ainda assim apresentou uma perda significativa de áreas florestais, mais acentuada que na Baixada, com uma redução de -17,78% (Figura 9). A agropecuária e o uso intensivo da terra também cresceram consideravelmente, com um aumento de 71,62% para a agropecuária, enquanto o uso intensivo registrou o maior crescimento de área entre as zonas, atingindo 182,90%.

A Formação Natural Não Florestal teve uma redução significativa de 34,16% em sua área, com o PLAND decrescendo de 1,28% para 0,84%. Em termos absolutos, a área passou de 3.966,21 ha para 2.611,26 ha.

Por fim, a Chapada mostrou um padrão diferenciado. Houve uma redução na cobertura florestal de -16,21 %, porém o mais expressivo foi o crescimento da agropecuária, que excedeu o das outras zonas em termos percentuais, com um aumento de 135,35% (Figura 9). A área de uso intensivo, por outro lado, teve a maior redução entre todas as zonas, com uma queda de -72,40%. Contrastando com as outras zonas, a Chapada teve um aumento de 14,28% na área de Formação Natural Não Florestal.

A importância da PLAND reside no fato de que a porcentagem de diferentes tipos de cobertura do solo, como florestas, áreas agrícolas e áreas urbanizadas, tem um impacto significativo na disponibilidade de habitat para diversas espécies. A pesquisa de Adler e Jedicke (2022) concluiu que a PLAND foi a métrica de paisagem mais utilizada, presente em 52% dos estudos analisados em diversas regiões, e que apresentou uma relação significativa com a estrutura da comunidade de aves em 85% dos casos. Esses resultados indicam que a composição da paisagem, representada pela PLAND, desempenha um papel crucial na determinação da distribuição e abundância de espécies de aves.

Em geral, comparando as zonas, pode-se identificar um padrão geral de perda de cobertura florestal em todas as zonas, com a Encosta sofrendo a maior perda percentual. A perda de área florestal em terrenos inclinados tem impactos ambientais significativos. O desmatamento em terrenos inclinados pode levar ao aumento da erosão do solo e deslizamentos de terra, uma vez que as raízes das árvores e da vegetação que estabilizam o solo são removidas.

A perda de vegetação nativa aumenta a heterogeneidade espacial dos nutrientes do solo em terrenos inclinados. Zhang et al. (2021) observaram que a remoção da cobertura florestal levou à redução da distância de autocorrelação espacial para a maioria das propriedades do solo, incluindo carbono orgânico do solo, nitrogênio total e potássio disponível. Esse aumento na heterogeneidade espacial é atribuído principalmente ao movimento físico do solo das posições superiores para as inferiores da encosta, impulsionado pelo fluxo superficial e transporte de sedimentos.

A pesquisa a nível global de Hu et al. (2021), embora não se concentre especificamente em terrenos inclinados, fornece informações adicionais sobre as consequências mais amplas da perda de vegetação. Eles relatam que a expansão agrícola foi um dos principais motores para a perda de vegetação, e levou a um aumento nas taxas de erosão do solo, particularmente nos

trópicos. Esta descoberta destaca a necessidade crítica de práticas de manejo sustentável da terra para mitigar os impactos da perda de vegetação em terrenos inclinados.

Neste estudo, o aumento da agropecuária foi constante, mas particularmente marcante na Chapada. A zona da Baixada se destacou pelo aumento significativo do uso intensivo de terra relativo à urbanização e mineração, enquanto na Chapada houve uma diminuição nessa classe de uso do solo. Resultado semelhante ao relatado por Wang et al. (2022), onde o aumento de terras urbanizadas, levou a uma perda na capacidade de retenção de água, retenção de solo, armazenamento de carbono e conservação da biodiversidade.

Zeng et al. (2021) conclui que em regiões tropicais montanhosas, o desmatamento tem sido mostrado como originador de aquecimento dependente da altitude, com a evapotranspiração suprimida levando a temperaturas locais mais altas, particularmente em elevações mais baixas. Esse aquecimento pode ter implicações adicionais para os rendimentos agrícolas, degradação da terra e biodiversidade.

O presente estudo concorda com Wang et al. (2022), que recomendam um monitoramento regular para evitar possíveis problemas de expansão urbana e agropecuária desordenada. É crucial que os gestores ecológicos e os decisores políticos considerem, de forma abrangente, o impacto das mudanças nos padrões da paisagem nos serviços ecossistêmicos e, sobretudo, controlem a expansão desordenada dos terrenos urbanizados para aliviar a pressão sobre os recursos terrestres causada pelo crescimento populacional e pelo desenvolvimento econômico.

A redução de áreas de água foi generalizada (Tabela 1), mas a Encosta apresentou a maior perda. A classificação de água em sensoriamento remoto deve ser observada com cautela devido à alta variação climática, que afeta as assinaturas espectrais dos corpos d'água e pode levar a imprecisões nos algoritmos de classificação. Li, J., et al. (2023) ajuda a entender que a natureza dinâmica das águas superficiais, influenciada pelas mudanças climáticas e atividades humanas, exige mapeamento de alta resolução espaço-temporal para capturar essas variações com precisão.

Ao analisar o processo de transição de classes entre os anos de 1985 e 2022 por meio de diagramas de Sankey, fica evidente que as maiores transições de área foram entre as classes Floresta e Agropecuária (Figura 10).

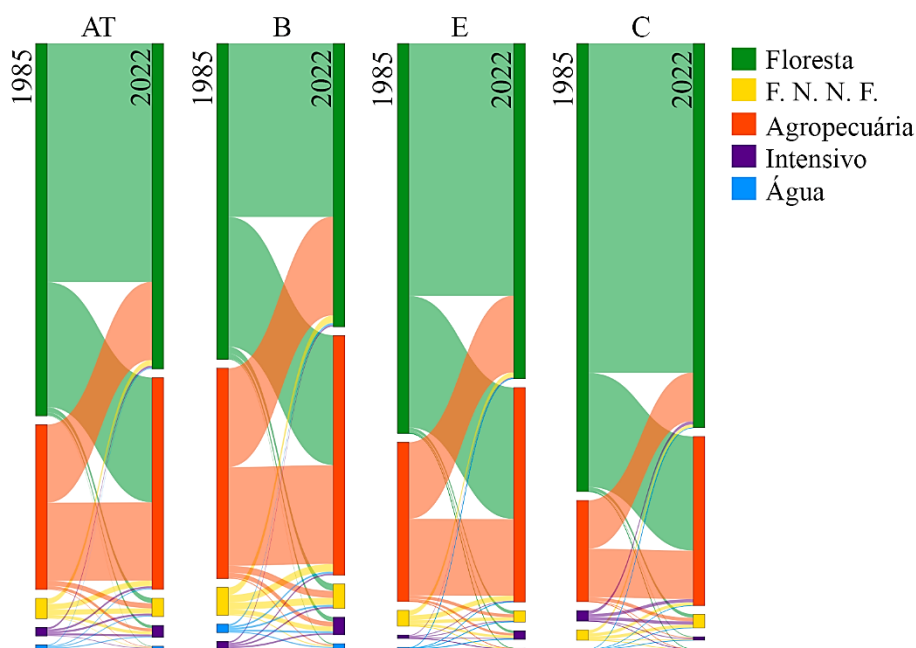


Figura 10: Diagramas de Sankey das classes de uso e ocupação da terra, para quatro diferentes zonas. Em que AT = Área total, B = Baixada, E = Encosta, C = Chapada. Para cada um dos diagramas, os valores correspondentes ao ano de 1985 estão à esquerda, e os valores correspondentes ao ano de 2022 estão à direita. Em APA Chapada do Araripe, Brasil.

Ao analisar a Figura 10, com foco nas transições da classe floresta, observa-se uma intensa perda dessa categoria para a agropecuária. Foram 515.755,17 ha de área florestal convertidos em áreas agropecuárias, enquanto 322.654,95 ha foram reincorporados à cobertura florestal. Esses dados estão em consonância com os percentuais de área (PLAND), reforçando que a conversão de vegetação em áreas agropecuárias é uma das principais causas da diminuição da cobertura florestal.

Por outro lado, é notável que houve ganho de áreas que antes eram usadas para agropecuária, intensivo e natural não florestal, convertendo-se em floresta, o que pode refletir práticas de reflorestamento ou regeneração natural em terras abandonadas ou menos utilizadas para a produção.

Gava et al. (2022) discutem que a restauração da vegetação nativa pode aumentar os estoques de carbono orgânico do solo, que são cruciais para a fertilidade do solo e o sequestro de carbono, potencialmente mitigando os efeitos das mudanças climáticas. Além disso, de acordo com Medeiros et al. (2023), o restabelecimento de florestas pode melhorar a estrutura do solo e os agregados estáveis em água, que são indicativos de melhor qualidade física do solo. Essa recuperação de áreas de floresta foi observada em todas as zonas, mas sempre inferior às perdas, explicando os resultados líquidos negativos.

Notavelmente, na encosta, houve uma conversão predominante de áreas para usos mais intensivos. Essa mudança, indicada pelo aumento demonstrado anteriormente no PLAND, deve-se ao ganho de áreas que transitaram entre várias classes, com as maiores transições provenientes das classes Natural Não Florestal e Agropecuária, refletindo um desenvolvimento que pode estar elevando riscos ambientais, como a erosão.

Na zona da Chapada, a dinâmica de transição de uso do solo revela a conversão mais expressiva da floresta para agropecuária, onde 151.925,13 ha foram convertidos. Este dado sugere uma expansão notável das atividades agrícolas e pecuárias, que podem ser impulsionadas pelas condições favoráveis do terreno. A floresta também ganhou 64.552,68 ha de áreas anteriormente dedicadas à agropecuária. A perda de floresta para áreas de uso intensivo foi menos expressiva, totalizando 1.198,17 ha, sendo recuperados 4.341,15 ha dessas mesmas áreas, o que pode apontar para uma redução no uso intensivo do solo ou para a recuperação de áreas anteriormente degradadas. A transição de floresta para áreas naturais não florestais e para corpos de água foi mínima.

Liang et al. (2021) demonstraram que a conversão de terras agrícolas em áreas de vegetação nativa, como florestas e pastagens, pode melhorar significativamente a qualidade da água e a conservação do solo. A presença de vegetação nativa ao longo de rios e reservatórios, por exemplo, atua como um filtro natural, reduzindo o escoamento de nutrientes e sedimentos para os corpos d'água. Sowińska-Świerkosz (2020) também observou que a presença de vegetação nativa em paisagens agrícolas, como em áreas de cultivo orgânico, está associada a uma maior diversidade de plantas nas bordas dos campos, fator que atrai polinizadores e inimigos naturais de pragas, contribuindo para a saúde do ecossistema agrícola.

O mapa da Figura 11 exhibe espacialmente as áreas somadas e subtraídas da classe Floresta entre 1985 e 2021.

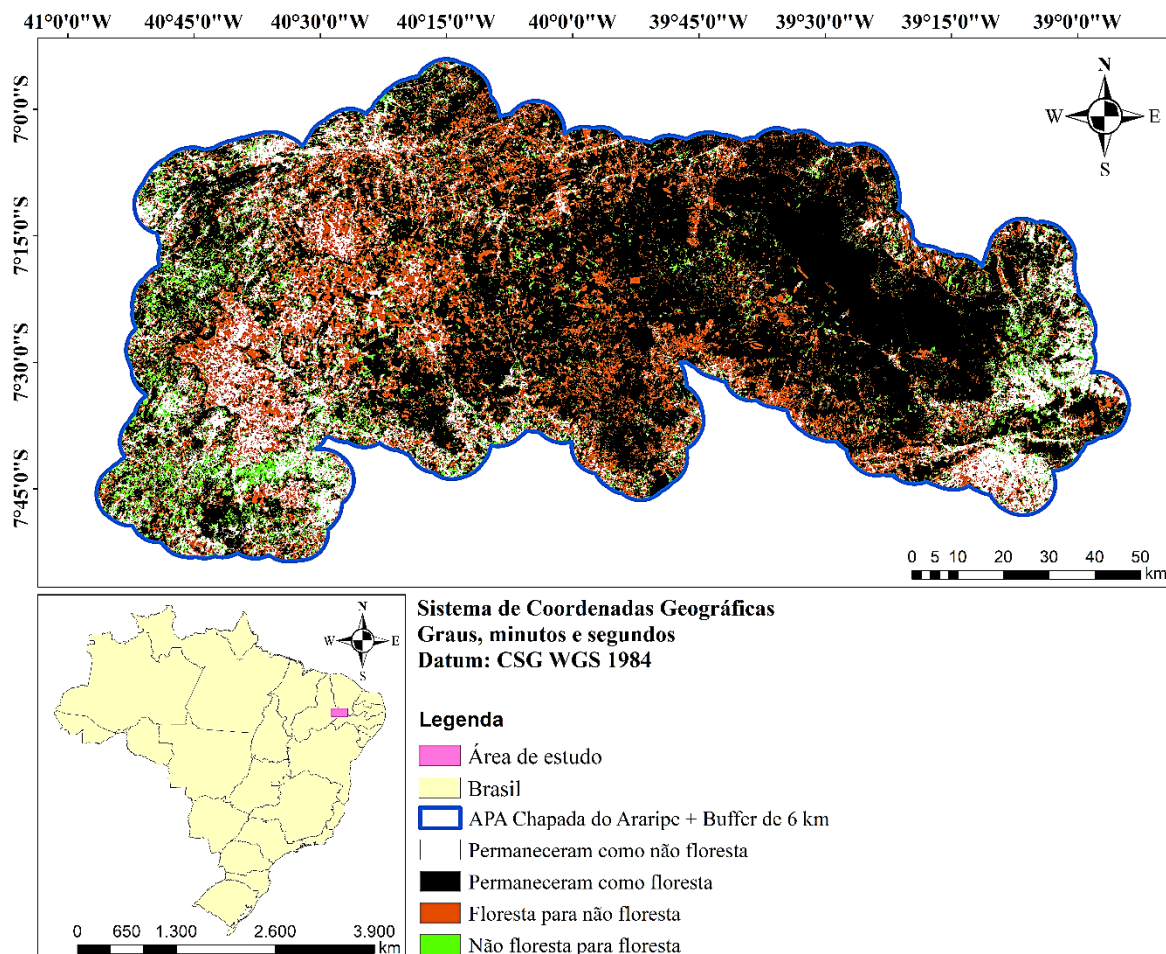


Figura 11: Mapa de transição indicando áreas de perdas e ganhos de área da classe Floresta, entre 1985 e 2022 na APA Chapada do Araripe (ICMBio), Brasil.

2. 3.2. Avaliação descritiva da fragmentação na classe Floresta e Agropecuária

Em uma análise visual, foi possível intuir sobre a ocorrência de um intenso processo de fragmentação florestal, em especial na porção mais a oeste da área de estudo. As métricas auxiliaram na obtenção de informações específicas, que explicam o observado no mapa de transição da Figura 11.

Para a classe Agropecuária, observa-se um aumento gradual na área média das manchas desde 14,67 ha em 1985 até um pico de 30,79 ha em 2017, seguido de uma leve diminuição para 29,20 ha em 2022 (Figura 12A). Esta tendência ascendente pode ser interpretada como um indicativo de expansão da atividade agropecuária e consolidação das áreas de cultivo e pastagem. Em contraste, a classe Floresta exhibe uma tendência decrescente marcante na área média das manchas, partindo de 157,38 ha em 1985 e decrescendo para 81,61

ha em 2022. Essa redução pela metade do tamanho das manchas florestais ao longo de quase quatro décadas pode refletir a pressão antrópica intensa.

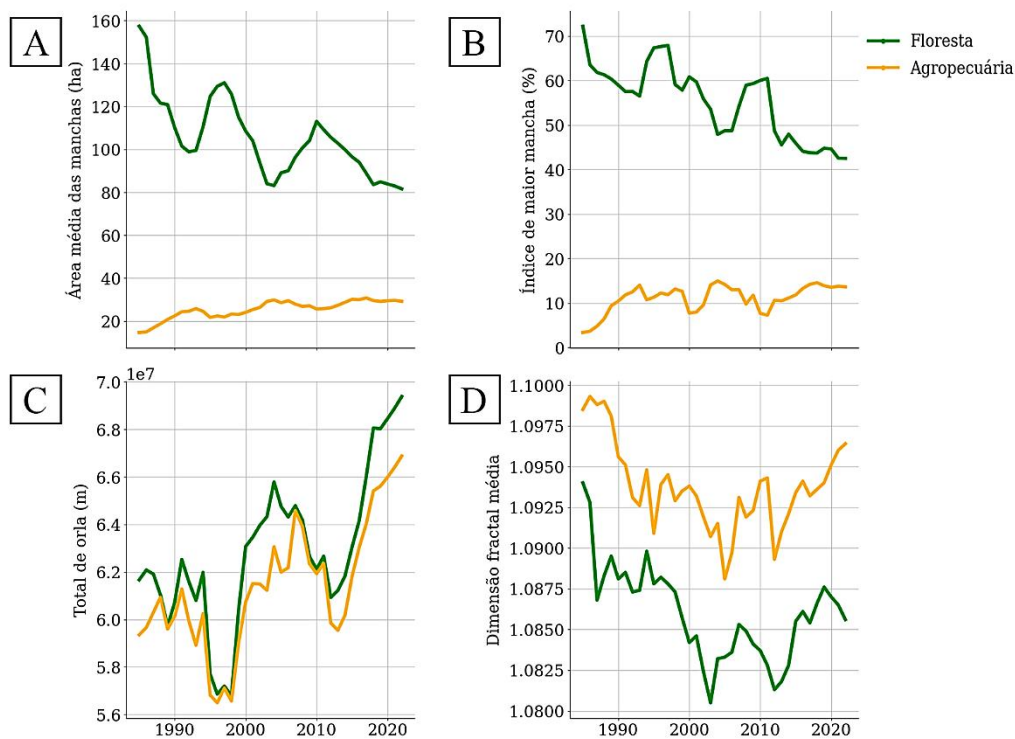


Figura 12: Análise de tendência das métricas de estrutura e configuração das manchas das classes Floresta e Agropecuária, entre os anos de 1985 a 2022. Cada linha representa a variação de uma métrica específica ao longo dos anos. As unidades de medida, quando aplicáveis, estão indicadas nos eixos Y. Em APA Chapada do Araripe, Brasil. Em que A = Área média das manchas (ha), B = Índice da maior mancha (%), C = Total de orla (m) e D = Dimensão fractal média (m).

O índice de maior mancha demonstrou uma tendência flutuante para a classe Agropecuária, com um crescimento substancial nos primeiros anos, de 3,37% em 1985 para 14,00% em 1993, seguido por variações mais modestas e uma estabilização na última década, com valores oscilando em torno de 13% (Figura 12B). O aumento inicial pode ser atribuído à concentração de terras agropecuárias em maiores blocos, o que sugere um processo de intensificação da atividade agropecuária, e uma estabilização recente pode indicar a chegada a um equilíbrio nas forças de expansão agropecuária.

A classe Floresta apresenta um declínio expressivo no índice de maior mancha, começando com 72,20% em 1985 e diminuindo para 42,51% em 2022 (Figura 12B). O valor elevado nas primeiras décadas sugere que uma proporção significativa da cobertura florestal estava concentrada em grandes manchas contínuas. A diminuição desse índice ao longo do

tempo pode indicar a perda de habitats críticos, aumento da vulnerabilidade das florestas a distúrbios e uma maior exposição a efeitos de borda.

Para a classe agropecuária, o total de orla (Figura 12C) mostra um crescimento substancial ao longo do período analisado, de aproximadamente 59.354.580 metros em 1985 para 66.881.010 metros em 2022. Já o total de orla da classe floresta inicia em cerca de 61.668.480 metros em 1985, experimenta algumas flutuações e depois segue uma tendência de aumento, alcançando 69.387.540 metros em 2022. O comportamento de aumento desta métrica para ambas as classes corrobora com os resultados anteriores, indicando uma expansão das áreas agropecuárias de forma fragmentada em áreas florestais, o que diretamente acaba por fragmentar as manchas de florestas, aumentando assim o total de orla em ambas as classes.

Para dimensão fractal média (Figura 12D) na classe agropecuária, observa-se um intervalo que varia de 1,0909 em 1995 a 1,0964 em 2022, com flutuações sutis ao longo do período. Para a classe floresta, a dimensão fractal média mostra uma tendência ligeiramente decrescente de 1,0940 em 1985 para 1,0856 em 2022. Nota-se a convergência dos valores de FRAC para ambas as classes ao longo do tempo, com uma ligeira aproximação dos valores de Floresta aos de Agropecuária. Espera-se que classes de uso da terra de origem natural apresentem valores próximos a 2 (McGarigal; Cushman; Ene, 2012), o que não foi observado nos resultados desta pesquisa. Isso indica que os fragmentos da classe Floresta que permanecem conservados o fazem em áreas delimitadas por formatos geométricos mais uniformes, devido à interferência antrópica, como em reservas legais e áreas de preservação permanente.

A interpretação simultânea das métricas da Figura 12 permite inferir sobre a consolidação e domínio das áreas de cultivo e pastagem, e sobre o intenso processo de fragmentação florestal.

Para a classe agropecuária, o crescimento da área média das manchas e do índice da maior mancha sugere uma tendência à consolidação de áreas de cultivo e pastagem, resultando em algumas manchas maiores e mais dominantes na paisagem ao longo do tempo. No entanto, o aumento do total de orla, especialmente nas últimas décadas, indica que essa expansão não se deu de forma homogênea, mas sim através de um processo no qual as áreas agropecuárias foram surgindo de forma fragmentada na paisagem. Isso é corroborado pela leve tendência ao aumento da dimensão fractal média.

Já a interpretação geral para a classe Floresta apresenta uma tendência oposta, com uma redução significativa na área média das manchas e no índice da maior mancha, evidenciando um processo intenso de fragmentação. O aumento do total de orla em conjunto com a ligeira diminuição da dimensão fractal média ao longo do período analisado reforça a

evidência de que as florestas estão se tornando mais fragmentadas, com manchas menores e mais isoladas, embora as formas dessas manchas estejam se tornando ligeiramente mais simplificadas.

Rios et al. (2021) utilizaram métricas de área, como área média das manchas e a PLAND, para investigar os efeitos da perda e fragmentação do habitat florestal na riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte na Mata Atlântica. Os autores descobriram que a riqueza de espécies aumentou com a PLAND de habitat florestal na paisagem, mas não foi significativamente afetada pela área média das manchas individuais, número de fragmentos ou densidade de borda. No entanto, a riqueza de herbívoros foi afetada negativamente pela área média das manchas, sugerindo que a fragmentação do habitat pode ter um impacto negativo em grupos tróficos específicos.

No artigo de revisão de Adler e Jedicke (2022), as métricas de borda, como total de orla e densidade de orla, foram consideradas em 32% dos estudos e teve influência significativa em 64% dos casos, e as métricas de forma foram utilizadas em 47% dos estudos e mostraram influência significativa em 55% dos casos. A presença de bordas extensas e formas irregulares pode criar condições menos favoráveis para a sobrevivência de espécies sensíveis de aves, levando a uma redução na diversidade destas.

Li et al. (2021) utilizaram a área média das manchas em conjunto com a dimensão fractal média, para avaliar respectivamente o grau de fragmentação da paisagem e a relação entre a heterogeneidade da paisagem com a provisão de serviços ecossistêmicos hídricos na Bacia do Rio Zishui, na China. Os autores descobriram que a mudança no padrão da paisagem teve um impacto significativo nos serviços de purificação da água, mas não nos serviços de produção de água e conservação do solo. Observou-se uma correlação negativa significativa entre a área média das manchas e a dimensão fractal média com a capacidade de purificação da água. Isso indica que paisagens mais fragmentadas e com formas de mancha mais complexas tendem a apresentar menor capacidade de purificação da água.

Wang et al. (2022) também utilizaram a área média das manchas e a dimensão fractal média, em conjunto como o SHDI, o índice de agregação e outras métricas para analisar a relação entre os padrões da paisagem e os serviços ecossistêmicos na Bacia do Rio Huaihe, na China. Os autores descobriram que o aumento da área construída fragmentou parte da paisagem natural intacta, tornando as manchas da paisagem mais complexas e irregulares em sua forma, enfraquecendo a conectividade entre elas. O estudo também revelou que a redução da fragmentação da paisagem teve um efeito positivo na capacidade de retenção de água e na

conservação da biodiversidade, enquanto a conectividade reduzida entre as manchas teve um efeito negativo.

Ao analisar a variação espaço-temporal da segurança ecológica e do padrão da paisagem nas regiões média e inferior da Bacia do Rio Shule, China, no período de 1987 a 2015; Ma et al. (2019) concluíram que com o aumento das atividades antrópicas, a forma da paisagem, fragmentação e conectividade mudaram significativamente, levando a alterações na estrutura e composição do ecossistema, afetando assim a segurança ecológica.

No presente estudo, observou-se uma tendência inicial de decréscimo na densidade de manchas na classe agropecuária (Figura 13A) de 1985 (1,4299 manchas/100ha) até o início dos anos 90, seguida por variações que refletem períodos de estabilização e leve aumento, chegando a 1,1486 manchas/100ha em 2022. Na classe Floresta, a densidade de manchas aumenta de 0,4873 manchas/100ha em 1985 para 0,7853 manchas/100ha em 2022. Para a agropecuária, a fragmentação parece ser um processo complexo, com períodos de expansão de terras e aumento da complexidade da orla, possivelmente acompanhados por uma estrutura de propriedade mais fragmentada recentemente. Para as florestas, a série temporal indica declínio e fragmentação contínua, onde a complexidade e o tamanho das manchas diminuem, e a densidade das manchas aumenta, sinalizando uma paisagem cada vez mais dividida em pequenos fragmentos.

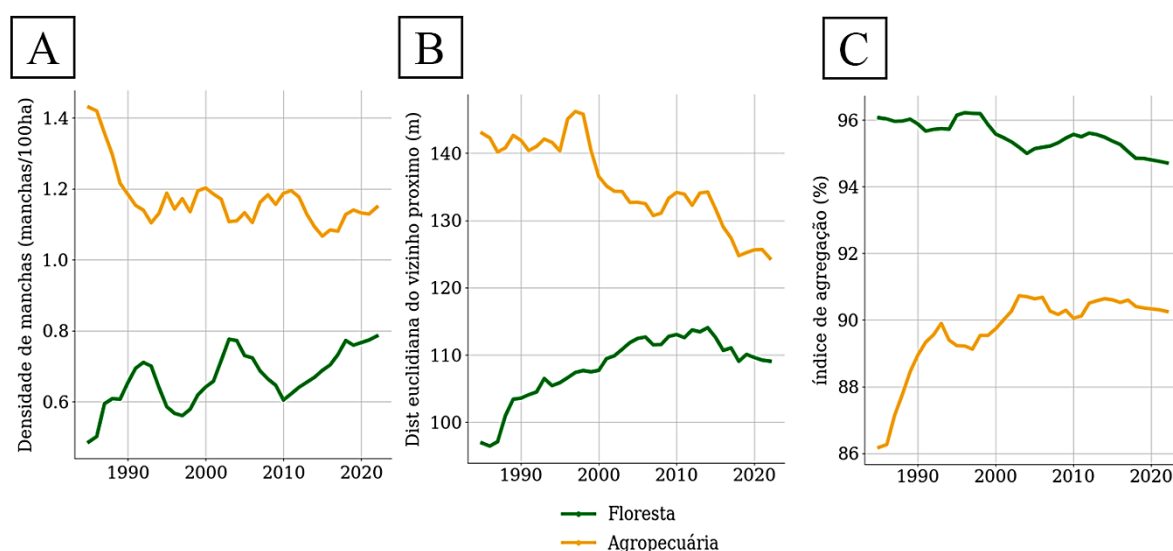


Figura 13: Análise de tendência das métricas de Floresta ao longo do tempo, representando as tendências das métricas relacionadas à forma da classe Floresta na região da área total, de 1985 a 2022. Cada linha representa a variação de uma métrica específica ao longo dos anos. As unidades de medida, quando aplicáveis, estão indicadas nos eixos Y. Em APA Chapada do Araripe, Brasil. Em que A = Densidade de manchas (manchas/100 ha), B = Distância euclidiana do vizinho mais próximo (m), e C = Índice de agregação (%).

Na classe Agropecuária, a distância euclidiana do vizinho próximo (Figura 13B) começa em 142.9820 metros em 1985 e apresenta uma tendência geral de diminuição, atingindo 124.3662 metros em 2022, fato que fortalece a tendência de aproximação entre as manchas de uso agropecuário ao longo do tempo. Para a classe Floresta, o índice tem uma variação inicial de 96.8923 metros em 1985 e, após aumentar até meados dos anos 2000, apresenta uma tendência de estabilização com ligeira diminuição, fechando em 109.0619 metros em 2022. O aumento inicial e subsequente da estabilidade concretiza o processo de fragmentação das áreas florestais, resultando em manchas menores e mais dispersas, que aumentaram a distância média entre elas, mas estabilizaram nas últimas décadas.

O índice de agregação (Figura 13C) é uma medida de quão agrupadas ou dispersas estão as manchas dentro de uma classe de uso do solo, indicando a tendência das manchas de se juntarem ou de estarem isoladas na paisagem. Para a classe Agropecuária, foi observado um aumento contínuo no IA de 86,18% em 1985 para 90,25% em 2022. Já na classe Floresta, há uma tendência de ligeiro declínio no IA de 96,06% em 1985 para 94,71% em 2022. Na agropecuária, as manchas se tornaram mais conectadas, enquanto nas florestas ocorre um processo oposto. Esses padrões sugerem que as práticas de uso do solo e as intervenções de manejo estão conduzindo a uma paisagem agropecuária mais homogênea e uma paisagem florestal mais fragmentada.

Rios et al. (2021) observaram que o número de manchas, que tem alta correlação positiva com a densidade de manchas (Mcgarigal; Cushman; Ene, 2012), foi a segunda variável mais importante para explicar a riqueza de espécies da maioria dos grupos analisados de mamíferos de médio e grande porte na Mata Atlântica, com um efeito negativo significativo apenas para a riqueza de herbívoros. Esse resultado indica que paisagens mais fragmentadas para este tipo de vegetação, com um maior número de manchas, podem ter um impacto negativo na riqueza de herbívoros, possivelmente devido à redução da disponibilidade de recursos alimentares e à dificuldade de deslocamento entre as manchas.

A análise integrada das oito métricas paisagísticas oferece uma visão abrangente das dinâmicas de uso do solo, destacando as inter-relações entre a fragmentação florestal e as áreas de uso agropecuário. Utilizando dados numéricos como substrato para uma interpretação factual, observa-se que o desenvolvimento agropecuário e a fragmentação florestal não são fenômenos isolados, mas intimamente conectados.

A expansão agropecuária observada neste estudo, especialmente entre 1985 e 2017, coincide com o período de maior precipitação e vazão entre 1990 e 2011 reportado por Costa et al. (2023) em um sistema aquífero cuja recarga do sistema ocorre por infiltração direta de

chuvas na mata úmida da Chapada do Araripe. Isso sugere que a maior disponibilidade hídrica pode ter impulsionado a intensificação da agropecuária, resultando em um aumento da área média das manchas e do índice de maior mancha da classe Agropecuária.

No entanto, a partir de 2012, a região enfrentou um período de seca prolongada, com redução significativa da recarga do aquífero (Costa et al., 2023). Esse período coincidiu com a estabilização e leve diminuição da área média das manchas agropecuárias neste estudo, indicando uma possível adaptação das práticas agrícolas às limitações hídricas.

Já a redução da cobertura florestal observada é intensificada em períodos de maior variação percentual da área queimada, como observado por Carvalho (2023). Nesta pesquisa, a redução de 50% no tamanho médio das manchas de floresta de 1985 a 2022, sendo mais acentuada no período de 1985 a 1993 e, após 2010, coincide com os períodos de maior variação percentual da área queimada observada por Carvalho (2023), com aumento de 9% entre os anos de 2000 e 2005 e de 264% entre 2015 e 2020. Essa relação sugere que além das variações climáticas, a perda de áreas florestais, possivelmente impulsionada pela ocorrência de queimadas, pode estar impactando a capacidade de retenção de água no solo e, consequentemente, a vazão dos rios (Costa et al. 2023).

A classe Agropecuária é um pilar fundamental para a economia local, fornecendo emprego, renda e segurança alimentar. Por meio da análise, pode-se intuir que o setor demonstrou uma tendência de crescimento e intensificação, como sugerido pelo aumento do índice de agregação, apontando para práticas que buscam otimizar a produção.

Estas transformações, embora benéficas do ponto de vista econômico, trazem consigo a necessidade de equilibrar o desenvolvimento econômico com a sustentabilidade ambiental, garantindo que o crescimento da agropecuária não comprometa os recursos naturais e a biodiversidade que sustentam não só a ecologia regional, mas também a própria base da economia agropecuária a longo prazo.

3.3. Diferentes zonas de altitude como diferentes paisagens

As zonas apresentaram comportamentos distintos em relação às métricas de DIVISION e SHDI. Inicialmente, considerando a métrica DIVISION, que avalia o grau de fragmentação da paisagem, verificou-se que a zona Baixada apresenta o valor médio mais elevado (0,95), indicando uma alta probabilidade de dois pixels aleatórios não estarem situados no mesmo

fragmento de paisagem. Em contrapartida, a zona Chapada registrou o menor valor médio (0,44), sugerindo uma paisagem menos fragmentada (Tabela 2).

Tabela 2: Análise estatística descritiva das métricas de paisagem para diferentes zonas de altitude, para número de amostras $n = 38$. Valores estatísticos apresentados para cada zona e métrica. Em APA Chapada do Araripe, Brasil.

Métrica	Zona	Média	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação	Máximo	Mínimo
DIVISION	Área Total	0,67	0,08	12,67	0,79	0,48
	Baixada	0,95	0,02	2,23	0,98	0,91
	Encosta	0,91	0,05	4,91	0,97	0,80
	Chapada	0,44	0,09	21,41	0,59	0,31
SHDI	Área Total	0,70	0,04	6,23	0,77	0,62
	Baixada	0,80	0,03	4,02	0,86	0,74
	Encosta	0,66	0,04	6,37	0,72	0,58
	Chapada	0,52	0,07	13,89	0,63	0,40

Com relação à métrica SHDI (Tabela 2), que quantifica a diversidade de tipos de manchas na paisagem, a zona Baixada também exibiu o maior valor médio (0,80). Este resultado é particularmente interessante, pois sugere uma paisagem com uma distribuição mais equitativa entre os diferentes tipos de manchas, comparado às outras zonas. A zona Chapada apresentou o menor valor médio (0,52), indicando uma menor diversidade de tipos de manchas. A zona Baixada lidera tanto em DIVISION quanto em SHDI, implicando uma paisagem tanto fragmentada, quanto diversa. A zona Chapada, por outro lado, demonstra o oposto, com baixos níveis tanto de fragmentação, quanto de diversidade de fragmentos.

O coeficiente de variação é notavelmente mais elevado para a métrica DIVISION na zona Chapada, atingindo aproximadamente 21,41%, o que sugere uma maior flutuação ao longo do tempo nesta zona em comparação com as demais. A zona Baixada mostra a menor variação, tornando a paisagem desta zona mais estável em termos de fragmentação.

A situação relatada chama atenção para a importância da proteção da espécie soldadinho do Araripe (*Antilophia bokermanni*), uma espécie de ave, identificada na APA Chapada do Araripe e criticamente ameaçada de extinção. Endêmica da região nordeste do Brasil, *A. bokermanni* está enfrentando a fragmentação e degradação de seu habitat. Luna et al. (2017) têm mostrado uma falta de subestruturação populacional e um declínio gradual no tamanho efetivo da população de *A. bokermanni* desde o final do Pleistoceno, com impactos antropogênicos recentes, possivelmente intensificando esse declínio.

O estudo realizado por Santos et al. (2020), que focou na análise da diversidade florística em diferentes altitudes na região do Araripe, destaca que os fragmentos florestais localizados acima de 750 metros (Chapada), apresentaram uma vegetação diversificada que inclui predominantemente Carrasco e transições entre Carrasco e Floresta Úmida. Essa zona foi caracterizada com a mais alta riqueza florística, abrigando um total de 83 espécies, das quais 52 são exclusivas desta zona. Dentre as espécies mais abundantes, destacaram-se: *Ocotea nítida*, *Matayba guianensis*, *Metrodorea mollis*, *Byrsonima vacciniifolia* e *Ouratea parviflora*.

A análise de similaridade entre os fragmentos da Chapada realizada por Santos et al. (2020) revelou uma menor semelhança florística em comparação com os níveis inferiores, com a formação de grupos distintos de espécies e maior abundância de indivíduos em determinadas famílias botânicas, como Lauraceae, Sapindaceae e Fabaceae. Essa diversidade é corroborada pelos altos índices de Shannon observados, especialmente nos fragmentos mais úmidos. A variação na composição florística entre os fragmentos do estrato superior reforça a importância da estratificação da elevação para a compreensão da dinâmica ecológica e a necessidade de políticas de conservação específicas.

As diferenças nas métricas DIVISION e SHDI entre as zonas de altitude refletem dinâmicas paisagísticas distintas. A zona Baixada se destaca por sua alta fragmentação e diversidade de manchas, sugerindo uma heterogeneidade significativa potencialmente derivada de intensas atividades humanas. A zona Encosta serve como um intermediário, e reflete uma condição moderadamente fragmentada e diversificada, potencialmente atribuível às transições ecológicas entre as zonas mais altas e mais baixas.

Por fim, a zona Chapada apresenta a paisagem menos fragmentada e com menor diversidade de manchas, o que pode ser interpretado como um sinal de maior integridade ecológica ou menor influência antrópica. Todavia, a alta variação para a métrica DIVISION é preocupante, pois esta zona possui características importantes que contribuem para justificar a conservação de espécies florestais exclusivas e de aves ameaçadas de extinção.

4. 3.4. Análise em nível de mancha

As três classes de área com maiores médias de porcentagem de manchas foram as classes de 0,4 a 0,8 ha com uma média de 27,29%, seguida pela classe de 0 a 2 ha com 20,61% e, por fim, a classe de 1 a, 2 ha com 16,59%. As três classes de área com menores médias de porcentagem de manchas são as seguintes: a classe de 50 a 100 ha com uma média de 0,71%,

seguida pela classe das manchas com mais de 100 ha com 0,72% e, por fim, a classe de 8 a 10 ha com 1,53% (Figura 14). A distribuição de manchas de floresta varia significativamente com a altitude e tamanho, com uma tendência geral de muitas manchas de áreas pequenas e padrões distintos nas zonas de Baixada, Encosta e Chapada.

Um aumento no número de pequenos fragmentos de floresta impacta negativamente a riqueza e a abundância de espécies, particularmente para espécies dependentes de floresta. Isso destaca a importância de manter manchas de floresta maiores e conectadas para preservar a biodiversidade (Rios et al., 2021)

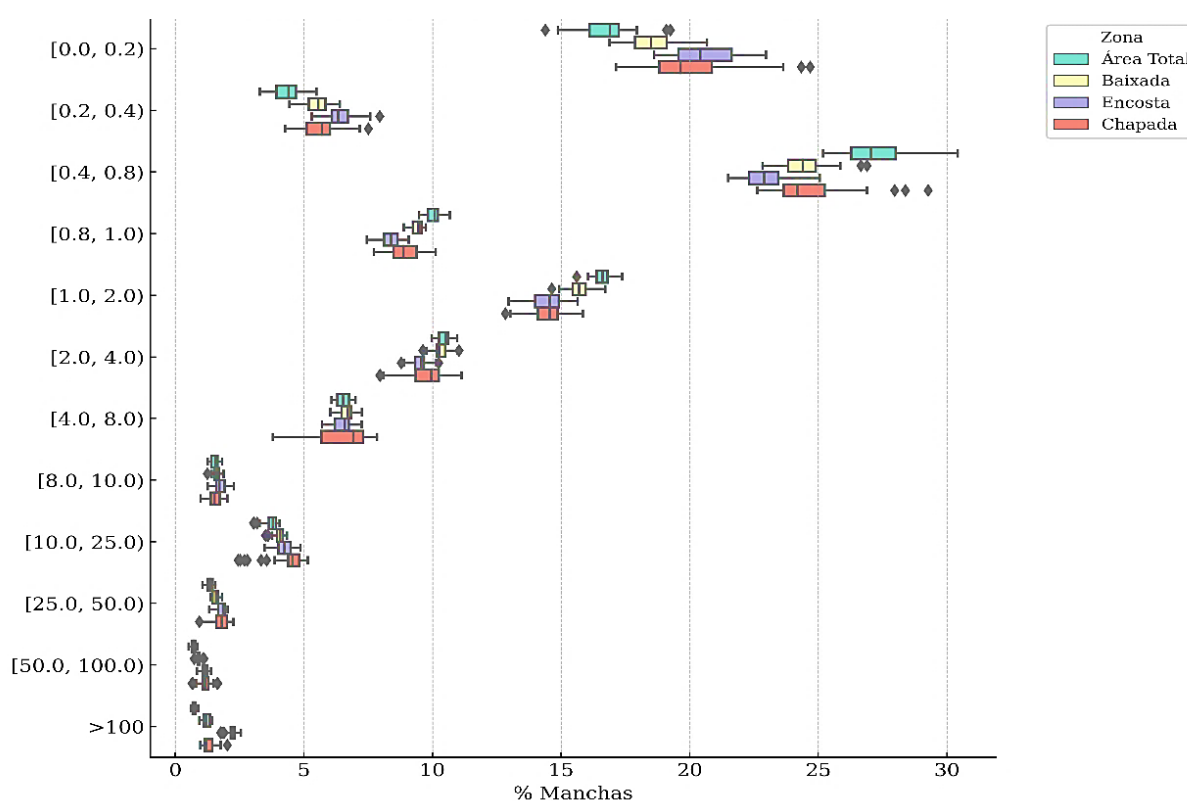


Figura 14: Boxplot da porcentagem de manchas por classe de área. As classes de área são representadas no eixo horizontal, e a porcentagem de manchas em relação ao total de manchas para cada ano é representada no eixo vertical. Os outliers são indicados por pontos. Em APA Chapada do Araripe, Brasil.

A classe de área entre 0,4 e 0,8 ha tem uma média de manchas significativamente maior, 27,29%, indicando uma frequência maior de manchas de tamanho médio. As classes de 0,0 a 0,2 ha e de 1,0 a 0,2 ha têm médias mais próximas, mostrando uma distribuição mais uniforme de manchas menores e um pouco maiores, respectivamente. Nas zonas específicas, a Chapada apresenta 24,75%, a Baixada 24,51% e a Encosta 22,93% na classe de 0,4 a 0,8 ha. Já na classe de 0,0 a 0,2 ha, a área total tem uma média de 16,69%, com a Encosta liderando entre

as zonas com 20,61%, seguida pela Chapada com 19,99% e a Baixada com 18,58%. Na classe de 1,0 a 2,0 ha, a área total mostra 16,59%, com a Baixada tendo 15,72%, a Encosta 14,48% e a Chapada 14,45%.

Para a classe de 50 a 100 ha, a área total tem uma média de 0,71%, com a Chapada em 1,17%, a Encosta em 1,14% e a Baixada em 0,91%. Na classe de 100 ha para cima, a área total tem 0,72%, com a Encosta apresentando a maior média de 2,22%, seguida pela Chapada com 1,31% e a Baixada com 1,21%. Na classe de 8 a 10 ha, as médias são de 1,53% para a área total e a Chapada, 1,61% para a Baixada e 1,77% para a Encosta. Em resumo, as zonas de Baixada, Encosta e Chapada apresentam variações nas porcentagens de manchas entre as diferentes classes de área, com a Encosta se destacando nas classes de áreas maiores. No geral, há um padrão onde manchas de tamanhos menores são mais comuns, enquanto manchas maiores são menos frequentes.

Na Baixada, houve maior presença de manchas intermediárias, com percentuais altos, e de manchas menores, com médias acima da média total, destacando-se pela menor ocorrência de manchas grandes. A Encosta apresenta a maior porcentagem de manchas nas classes maiores (acima de 100 ha) e menores (0,0 a 0,4 ha). Na Chapada, assim como na Baixada, as classes intermediárias foram mais presentes, com médias acima da Encosta, mas um pouco abaixo da média total.

Ao examinar os efeitos da perda, fragmentação e degradação do habitat em grupos de pequenos mamíferos em uma fronteira de desmatamento no sul da Amazônia, e levando em consideração o grau de dependência da floresta específico de cada espécie, Palmeirim et al. (2020) pesquisaram pequenos mamíferos em três locais de floresta contínua e 19 fragmentos de floresta de diferentes tamanhos e graus de isolamento. Palmeirim et al. (2020) concluíram que pequenas manchas de floresta tendem a suportar uma menor proporção de espécies dependentes de floresta, pois são mais propensas a serem ocupadas por espécies de habitats abertos.

Resultados semelhantes aos de Palmeirim et al. (2020) foram encontrados por Zimbres, Mattos e Marinho-Filho (2021) em paisagens fragmentadas de florestas semidecíduas no Cerrado brasileiro. O estudo investigou como as mudanças na configuração da paisagem, a perda e a qualidade do habitat afetam a abundância, riqueza, diversidade taxonômica e funcional, assim como a composição de espécies de pequenos mamíferos. Concluiu-se que a abundância de espécies generalistas de habitat pode aumentar em manchas menores, enquanto a abundância de espécies dependentes de florestas tende a diminuir.

12. 4. CONCLUSÃO

Este estudo abrangente sobre a APA Chapada do Araripe entre 1985 e 2022 revela uma transformação significativa no uso e ocupação do solo, caracterizada por uma intensa fragmentação florestal e expansão da área agropecuária. A análise detalhada da configuração e dinâmica das manchas de vegetação natural arbórea-arbustiva e uso agropecuário, em diferentes zonas de altitude, fornece uma visão clara das mudanças ocorridas.

A fragmentação florestal observada reflete uma diminuição contínua no tamanho das manchas de floresta, com uma prevalência de fragmentos pequenos, o que sugere uma perda acentuada de áreas florestais contínuas. Esta tendência é especialmente evidente quando comparadas as diferentes zonas de altitude, onde a Baixada, Encosta e Chapada demonstram padrões distintos de fragmentação. A Baixada mostra uma maior proporção de manchas intermediárias, enquanto a Encosta destaca-se pela presença de manchas maiores e a Chapada por uma frequência elevada de manchas de tamanho médio.

Em contraste, a expansão da classe agropecuária é marcada por um aumento no tamanho médio das manchas, indicando uma tendência de consolidação das áreas de cultivo e pastagem. Essa expansão, no entanto, também contribui para a fragmentação da paisagem, pois novas áreas agropecuárias frequentemente se desenvolvem à custa da conversão de áreas florestais.

A análise da forma e da agregação das manchas revela que, enquanto as áreas agropecuárias tendem a se tornar mais homogêneas e conectadas ao longo do tempo, as manchas de floresta estão se tornando cada vez mais isoladas e simplificadas em sua forma geométrica, refletindo a crescente influência humana e a perda de integridade ecológica. A proximidade entre as manchas também mudou, com um aumento na distância média entre as manchas de floresta, exacerbando os desafios para a movimentação de fauna e a dispersão de flora entre fragmentos.

Conclui-se que a paisagem da APA Chapada do Araripe está passando por um processo contínuo de alteração, em que a fragmentação florestal e a expansão agropecuária são fenômenos intrinsecamente ligados que remodelam o ambiente. Para enfrentar esses desafios, é imperativo implementar estratégias de manejo que promovam a conservação das áreas florestais remanescentes, o reflorestamento e a recuperação de áreas degradadas, além de uma gestão mais sustentável das atividades agropecuárias, a fim de garantir a conservação da biodiversidade e a sustentabilidade dos recursos naturais na região.

13. AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - Brasil (CNPq) - por meio do Programa de Doutorado em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco- UFRPE.

14. 5. REFERÊNCIAS

ADERALDO, M. S. Colonização das terras devolutas do Ceará. Subsídio para a solução de um problema. **Revista Instituto do Ceará**, Fortaleza, p. 296-315, 1948.

ADLER, K.; JEDICKE, E. Landscape metrics as indicators of avian community structures – A state of the art review. **Ecological Indicators**, v. 145, p. 109575, 2022.

ALVES, J. O vale do Cariri. **Revista Instituto do Ceará**, Fortaleza, ano 59, p.94-133, 1945.

AQUINO, K. K. S. de. **Análises em múltiplas resoluções taxonômicas revelam pouca influência da fragmentação e regeneração florestal sobre as assembleias de artrópodes em uma paisagem alterada da Amazônia**. 2020. 38 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2020.

ASSINE, M. L. **Sedimentação e tectônica da Bacia do Araripe** (Nordeste do Brasil). 1990. 124 p. il. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1990

AVILLA, S. S. **Os efeitos da fragmentação florestal no fenótipo de um pássaro de sub-bosque neotropical**. 2020. 56 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2020.

BETTS, M. G.; WOLF, C.; PFEIFER, M.; BANKS-LEITE, C.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; RIBEIRO, D. B.; ... EWERS, R. M. Extinction filters mediate the global effects of habitat fragmentation on animals. **Science**, v. 366, n. 6470, p. 1236-1239, 2019.

BEZERRA, J. de S.; LINHARES, K. V.; CALIXTO JÚNIOR, J. T.; DUARTE, A. E.; MENDONÇA, A. C. A. M.; PEREIRA, A. E. P.; BATISTA, M. E. P.; BEZERRA, J. W. A. .; CAMPOS, N. B. .; PEREIRA, K. S. .; SOUSA, J. D.; SILVA, M. A. P. da. Floristic and dispersion syndromes of Cerrado species in the Chapada do Araripe, Northeast of Brazil. Research, **Society and Development**, v. 9, n. 9, 2020.

BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, v. 34, p. 1018-1029, 2011.

CARVALHO, Francisco Tiago Setuval. **Análise da paisagem em áreas de queimadas e incêndios na APA da Chapada do Araripe (2000-2020): subsídios para o plano de manejo e gestão da unidade de conservação**. 2023. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Centro de Ensino Superior do Seridó, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Caicó, 2023.

COELHO-JUNIOR, M. G.; DE OLIVEIRA, A. L.; DA SILVA-NETO E. C.; CASTOR-NETO, T. C.; DE O TAVARES, A. A.; BASSO, V. M.; ... DE CARVALHO, A. G. Exploring Plural

Values of Ecosystem Services: Local People's Perceptions and Implications for Protected Area Management in the Atlantic Forest of Brazil. **Sustainability**, v. 13, n. 3, p. 1019, 2021.

COSTA, A. C.; DUPONT, F.; BIER, G.; VAN OEL, P.; WALKER, D. W.; MARTINS, E. S. P. R. Assessment of aquifer recharge and groundwater availability in a semiarid region of Brazil in the context of an interbasin water transfer scheme. **Hydrogeology Journal**, v. 31, p. 751-769, 2023.

CROOKS, K. R.; BURDETT, C. L.; THEOBALD, D. M.; KING, S. R.; DI MARCO, M.; RONDININI, C.; e BOITANI, L. Quantification of habitat fragmentation reveals extinction risk in terrestrial mammals. **Proceedings of the national Academy of Sciences**, v. 114, n. 29, p. 7635-7640, 2017.

CRUZ, R.; ALMEIDA-BEZERRA, J.; MENEZES, S.; SILVA, V.; SANTOS, L.; MORAIS-BRAGA, M.; ... & MORAES, J. Ethnopharmacology of the angiosperms of chapada of araripe located in northeast of brazil. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 6, n. 4, p. 326-351, 2021. DOI: <https://doi.org/10.24221/jeap.6.4.2021.4272.326-351>

CUNHA, J. S. A. **Estrutura da paisagem em ambientes com diferentes altitudes no semiárido pernambucano**. 2017. 101 f. : il. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Ciências Florestais, Recife, BR-PE, 2017. Orientadora: Ana Lícia Patriota Feliciano; Coorientadores: Luiz Carlos Marangon, Emanuel Araújo Silva.

DIAS, G. F.; DE LIMA, A. M.; SANTOS, M. DE N.; BEZERRA, P. E. A relação entre as mudanças na paisagem e a vazão da bacia do rio Capim, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 14, n. 2, p. 255-270, 27 ago. 2019.

FUNK, C.; PETERSON, P.; LANDSFELD, M. et al. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. **Sci Data**, v. 2, n. 150066, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66>

GAVA, C. A. T.; GIONGO, V.; SIGNOR, D.; FERNANDES-JÚNIOR, P. I. Land-use change alters the stocks of carbon, nitrogen, and phosphorus in a Haplic Cambisol in the Brazilian semi-arid region. **Soil Use and Management**, [s.l.], v. 38, p. 953–963, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/sum.12716>.

HANSKI, I.; GILPIN, M. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 42, n. 1-2, p. 3-16, 1991.

HOU, Q. et al. Smart city oriented ecological corridor layout of Sanshui River Basin in arid area of Loess Plateau. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, v. 44, 2021. DOI: [10.1016/j.seta.2021.100993](https://doi.org/10.1016/j.seta.2021.100993).

HU, X.; LI, Y.; ZHANG, H.; TANG, Z.; YU, G. Effects of vegetation restoration on soil erosion and nutrient losses in the Loess Plateau, China. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 76, n. 1, p. 34-43, 2021.

LI, J. et al. A robust large-scale surface water mapping framework with high spatiotemporal resolution based on the fusion of multi-source remote sensing data. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [s.l.], v. 118, 103288, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2023.103288>.

LI, J.; ZHOU, K.; XIE, B.; XIAO, J. Impact of landscape pattern change on water-related ecosystem services: Comprehensive analysis based on heterogeneity perspective. **Ecological Indicators**, v. 133, p. 108372, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108372>

LIANG, J.; LI, S.; LI, X.; LI, X.; LIU, Q.; MENG, Q.; LIN, A.; LI, J. Trade-off analyses and optimization of water-related ecosystem services (WRESs) based on land use change in a typical agricultural watershed, southern China. **Journal of Cleaner Production**, v. 279, p. 123851, 2021.

LUNA, L. W.; SOUZA, T. O.; SILVA, W. A. G. et al. Genetic variation of the endangered Araripe Manakin (*Antilophia bokermanni*) indicates a history of demographic decline. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 25, p. 60-66, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF03544378>.

MA, J., LI, J., WU, W. ET AL. Global Forest fragmentation change from 2000 to 2020. **Nature Communication**, v. 14, p. 3752, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-023-39221-x>

MA, L. et al. Identifying key landscape pattern indices influencing the ecological security of inland river basin: The middle and lower reaches of Shule River Basin as an example. **Science of The Total Environment**, v. 674, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.107>.

MacARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of Island Biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MACÊDO, M. J. F.; RIBEIRO, D. A.; DE OLIVEIRA SANTOS, M.; DE MACEDO, D. G.; MACEDO, J. G. F.; DE ALMEIDA, B. V.; SARAIVA, M. E.; LACERDA, M. N. S.; DE ALMEIDA SOUZA, M. M. Fabaceae medicinal flora with therapeutic potential in Savanna areas in the Chapada do Araripe, Northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Farmacognosia**, v. 28, n. 6, p. 738-750, 2018.

MAKISHIMA, D.; SUTOU, R.; GOTO, A.; KAWAI, Y.; ISHII, N.; TANIGUCHI, H.; UCHIDA, K.; SHIMAZAKI, M.; NAKASHIZUKA, T.; SUYAMA, Y.; HIKOSAKA, K. e SASAKI, T. Potential extinction debt due to habitat loss and fragmentation in subalpine moorland ecosystems. **Plant Ecology**, v. 222, n. 4, p. 445-457, 2021.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. **FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps**. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. 2012. Disponível em: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Acesso em: 20 de maio de 2021.

MEDEIROS, Aldair de Souza et al. Changes in soil organic carbon and soil aggregation due to deforestation for smallholder management in the Brazilian semi-arid region. **Geoderma Regional**, [s.l.], v. 33, e00647, 2023. ISSN 2352-0094. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00647>.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v.1, n. 1-2, p. 1-9. 2001. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1676-06032001000100006>

MORAES FILHO, R. M. de. **Efeitos genéticos da fragmentação florestal sobre a espécie de sub-bosque *Metrodorea nigra* em áreas remanescentes de floresta estacional semidecidual em Ribeirão Preto - SP**. 2014. Tese (Doutorado em Genética) - Faculdade de Medicina de

Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2014. DOI: <https://doi.org/10.11606/T.17.2014.tde-25082020-124637>

MORALES, N.; ASSINE, M. L. **Chapada do Araripe: a highland oasis incrustated into the semi-arid region of northeastern Brazil**. In: Landscapes and landforms of Brazil. **Springer**, Dordrecht, 2015. p. 231-242.

PALMEIRIM, A. F. et al. Marked decline in forest-dependent small mammals following habitat loss and fragmentation in an Amazonian deforestation frontier. **PLOS ONE**, v. 15, 11 mar. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0230209>

REZENDE, J.; FREIRE, F.; FILHO, J.; FREIRE, M.; ALMEIDA, B.; SANTOS, L. Impact of deforestation on the soil physical and chemical attributes, and humic fraction of organic matter in dry environments in Brazil. **Iforest - Biogeosciences and Forestry**, v. 15, n. 6, p. 465-475, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3832/ifor4016-015>

REZZADORI, T.; HARTMANN, M. T.; HARTMANN, P. A. Proximidade de rodovias pode influenciar a fragmentação florestal? Um estudo de caso no norte do Rio Grande do Sul. **Biotemas**, v. 29, n. 3, p. 21-28, 2016.

RIBEIRO, D.; OLIVEIRA, L.; MACÊDO, D.; MENEZES, I.; COSTA, J.; SILVA, M.; ... & SOUZA, M. Promising medicinal plants for bioprospection in a cerrado area of chapada do araripe, northeastern brazil. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 155, n. 3, p. 1522-1533, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jep.2014.07.042>

RIBEIRO, S. C.; BOSCOLO, D.; CIOCHETTI, G.; FIRMINO, A.; GUIOMAR, N. (coord.). **Ecologia da Paisagem no contexto Luso-Brasileiro**. Curitiba: Appris Editora, 2021.

RIOS, E.; BENCHIMOL, M.; DODONOV, P.; DE VLEESCHOUWER, K.; CAZETTA, E. Testing the habitat amount hypothesis and fragmentation effects for medium- and large-sized mammals in a biodiversity hotspot. **Landscape Ecology**, v. 36, p. 1311-1323, 2021.

SANTOS, H. G. dos et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018. E-book: il. color. ISBN 978-85-7035-817-2. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/181677/1/SiBCS-2018-ISBN-9788570358172.epub>. Acesso em 09 de Agosto de 2023.

SANTOS, W. B. DOS; MARANGON, L. C.; FREIRE, F. J.; BRAZ, R. L.; TORRES, J. E. DE L.; SANTOS, J. N. B. Vegetação lenhosa de regiões semiáridas em diferentes altitudes. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 30, n. 1, p. 161-175, Mar. 2020.

SILVA, C.; MELO, B.; SILVA, M.; LAVOR, P. Chapada do Araripe cearense: status de conhecimento. **Cadernos De Cultura E Ciência**, v. 18, n. 1, 2020. DOI: <https://doi.org/10.14295/cad.cult.cienc.v18i1.2419>

SILVA, J. A. A., DA ROCHA K. D., FERREIRA R.L.C., TAVARES J.Á. **Produtividade Volumétrica de Clones de Eucalyptus Spp. no Polo Gesseiro do Araripe, Pernambuco**. Anais... Academia Pernambucana de Ciência Agronômica, v. 10, p. 240-260, 2013.

SILVA, J. P. F. da. **Vulnerabilidade ambiental às mudanças climáticas e ao uso e cobertura da terra na região semiárida do nordeste do Brasil**. 2019. 168 f. Tese (Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2019.

SILVA, M L. A Dinâmica de Expansão e Retração de Cerrados e Caatingas no Período Quaternário: uma Análise Segundo a Perspectiva da Teoria dos Refúgios e Redutos Florestais. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 4, n. 1, p. 57-73, 2011.

SOUZA, F.; SILVA, M.; LOIOLA, M. Passifloraceae s.s. na chapada do araripe, nordeste do Brasil. **Revista Brasileira De Geografia Física**, v. 14, n. 2, p. 770-783, 2021. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.2.p770-783>

SOWIŃSKA-ŚWIERKOSZ, B. Critical review of landscape-based surrogate measures of plant diversity. **Landscape Research**, v. 45, n. 7, p. 819-840, 2020.

SUTIL, S. C.; GONÇALVES, J. A. C.; VIEIRA, E. M. Análise comparativa da fragilidade ambiental da bacia do rio Piracicaba a partir da aplicação de dois modelos metodológicos: suporte para o estabelecimento e proposição de Corredores Ecológicos. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 06, p. 3060-3077, 2020.

TEIXEIRA, L.; AZEVEDO, F. D.; DALMAS, F. B.; SAAD, A. R.; PARANHOS FILHO, A. C.; ANDRADE, M. R. M. DE. Fragmentação da paisagem no município de Bragança Paulista-SP. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 3, p. 937-948, set. 2018.

THÉBERGE, P. Extratos dos assentos do antigo senado do Icó, desde 1738 até 1835. **Revista Trimensal do Instituto Historico Geographico e Ethnographico do Brasil**, Rio de Janeiro, s.n, 1862.

UEZU, A.; METZGER, J. P. Time-lag in responses of birds to Atlantic Forest fragmentation: restoration opportunity and urgency. **PLoS One**, v. 11, n. 1, 2016.

WAN, Z.; HOOK, S.; HULLEY, G. MODIS/Terra Land Surface Temperature/Emissivity 8-Day L3 Global 1km SIN Grid V061 MOD11A2.061. **NASA EOSDIS Land Processes Distributed Active Archive Center**. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD11A2.061>>. Acesso em: 21 out. 2023.

WANG, H.; ZHANG, M.; WANG, C.; WANG, K.; WANG, C.; LI, Y.; BAI, X.; ZHOU, Y. Spatial and temporal changes of landscape patterns and their effects on ecosystem services in the Huaihe River Basin, China. **Land**, v. 11, n. 4, p. 513, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/land11040513>.

ZENG, Z. et al. Deforestation-induced warming over tropical mountain regions regulated by elevation. **Nature Geoscience**, [s.l.], v. 14, p. 23-29, 2021. DOI 10.1038/s41561-020-00666-0. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41561-020-00666-0>.

ZHANG, Q.; WANG, Z.; YAO, Y.; KONG, W.; ZHAO, Z.; SHAO, M.; WEI, X. Effects of slope morphology and position on soil nutrients after deforestation in the hilly loess region of China. Agriculture, **Ecosystems and Environment**, v. 321, p. 107615, 2021.

ZIMBRES, B.; MATTOS, I. DE; MARINHO-FILHO, J. Habitat Specificity Modulates the Response of Small Mammals to Habitat Fragmentation, Loss, and Quality in a Neotropical Savanna. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, 23 dez. 2021.

15. CAPÍTULO II
ÍNDICE PARA VISUALIZAÇÃO ESPACIAL DA PERMANÊNCIA DE HABITATS
FLORESTAIS EM SÉRIES TEMPORAIS

RESUMO: O objetivo deste estudo foi desenvolver e aplicar um Índice de Permanência para quantificar a permanência de habitats florestais ao longo do tempo, utilizando séries temporais de dados de classificação de uso e cobertura da terra. A metodologia envolveu a análise de variáveis de vegetação (NDVI, EVI, SAVI), climáticas (precipitação total e temperatura da superfície), topográficas (elevação) e edáficas (densidade do solo), para entender a influência dessas variáveis na permanência dos habitats. As correlações de Spearman e a Análise de Componentes Principais foram utilizadas para identificar as principais variáveis que afetam a permanência dos habitats. Os resultados mostraram que o Índice de Permanência é fortemente correlacionado com variáveis de vegetação e climáticas e possui diferenças significativas entre diferentes classes de uso do solo. O primeiro componente principal foi altamente influenciado pelo vigor da vegetação dos habitats com alta permanência de florestas e savanas. Os clusters 2 e 0, com as mais altas permanências, estão associados à formação florestal, com o cluster 0 apresentando uma área de risco para esta importante formação dos brejos de altitude. O cluster 1, relacionado a áreas de atividades agropecuárias, mostrou baixa permanência. O cluster 3 se mostrou como uma transição entre os demais clusters. No geral, a Formação Florestal tem manchas maiores e menos fragmentadas. A Formação Savana possui alta ocupação da paisagem, com manchas relativamente grandes e maior contraste. A menor permanência foi encontrada em áreas de agricultura, seguida de áreas de pastagem. Áreas de mosaico de usos agropecuários apresentaram permanência intermediária entre as florestas e os usos agropecuários específicos. A análise do Índice de Permanência, do contraste médio e do desvio padrão do contraste, fornecem informações valiosas para a gestão e conservação da área, destacando a necessidade de implementar medidas para mitigar a fragmentação florestal, promover a restauração de áreas degradadas e garantir a sustentabilidade das atividades agropecuárias.

Palavras-chave: Habitats Florestais, Séries Temporais, MapBiomias, Ecologia da Paisagem.

ABSTRACT: This study aimed to develop and apply a Permanence Index to quantify the persistence of forest habitats over time using time series land use and land cover classification data. The methodology involved analyzing vegetation (NDVI, EVI, SAVI), climatic (total precipitation and surface temperature), topographic (elevation), and edaphic (soil bulk density) variables to understand their influence on habitat permanence. Spearman correlations and Principal Component Analysis (PCA) identified the main variables affecting permanence. Results showed the PI strongly correlates with vegetation and climatic variables, with significant differences between land use classes. The first principal component was highly influenced by the vegetative vigor of high-permanence forest and savanna habitats. Clusters 2 and 0, with the highest permanence, are associated with forest formations, with cluster 0 representing a risk area for this critical high-altitude swamp formation. Cluster 1, related to agricultural activities, showed low permanence. Cluster 3 represented a transition between the other clusters. Overall, Forest Formation has larger, less fragmented patches, while Savanna Formation has high landscape occupancy with relatively large, high-contrast patches. The lowest permanence was found in agricultural areas, followed by pastures. Mosaic areas of agricultural uses showed intermediate permanence between forests and specific agricultural uses. The analysis of the PI, mean contrast, and standard deviation of contrast provides valuable information for land management and conservation, highlighting the need to mitigate forest fragmentation, promote restoration of degraded areas, and ensure the sustainability of agricultural activities.

Keywords: Forest Habitats, Time Series, MapBiomias, Landscape Ecology.

16. 1. INTRODUÇÃO

A Teoria da Biogeografia de Ilhas (IBT) simplifica as paisagens em categorias binárias de 'habitat' e 'não-habitat', tratando as manchas de habitat como ilhas dentro de uma matriz de terreno inóspito. Essa dicotomia é fundamental para a teoria, que prevê a riqueza de espécies com base no tamanho e no isolamento dessas 'ilhas' de habitat (Dondina et al., 2017; Lindgren; Cousins, 2017; Bueno; Peres, 2019; Gastauer et al., 2021; Adams; McGuire, 2022). Esta simplificação apresenta alguns problemas, como ignorar a complexidade dos gradientes ecológicos e a permeabilidade da matriz, que podem suportar diferentes graus de biodiversidade (Driscoll, 2005) e não levar em conta os traços funcionais das espécies, que podem influenciar sua capacidade de persistir em paisagens fragmentadas (Jacquet et al., 2017).

Por outro lado, a simplificação binária da IBT pode beneficiar o monitoramento florestal ao fornecer um quadro claro para prever os efeitos da fragmentação do habitat sobre a riqueza de espécies e avaliar o impacto das mudanças da paisagem na biodiversidade (Dondina et al., 2017; Lindgren; Cousins, 2017). Permite o desenvolvimento de estratégias de conservação focadas na preservação de manchas de habitat maiores e na melhoria da conectividade (Lindgren; Cousins, 2017; Gastauer et al., 2021). Modelos estes que incluem, por exemplo, a classificação de imagens para obtenção de categorias de uso e ocupação da terra, do inglês *land use, land cover* (LULC) e em conjunto com índices de vegetação baseados nas respostas espectrais de faixas específicas do espectro eletromagnético (Kemarau et al., 2023; Vera et al., 2024).

As classificações de uso e cobertura da terra derivadas de imagens de sensoriamento remoto são cruciais para o monitoramento de mudanças na paisagem ao longo de períodos prolongados. Essas classificações fornecem uma dimensão temporal que é essencial para entender a dinâmica da evolução da paisagem, como a expansão urbana, desmatamento e mudanças nas práticas agrícolas (Yan et al., 2023). Séries temporais longas de dados LULC permitem identificar e analisar padrões e taxas de mudança, que são vitais para a gestão ambiental, formulação de políticas e desenvolvimento sustentável.

Índices de vegetação como o Índice de Vegetação Melhorado (EVI), Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI) também são ferramentas essenciais para monitorar mudanças na paisagem em extensos períodos temporais. Esses índices permitem a avaliação da dinâmica da vegetação e a quantificação das taxas de desmatamento por longos períodos anuais (Schultz et al., 2016; Silva et al., 2020; Kemarau et al., 2023; Vera et al., 2024).

O monitoramento das mudanças na paisagem pode ser entendido como o acompanhamento das conversões de um tipo de uso da terra para outro, ao longo de um período

determinado. Do ponto de vista da conservação de ecossistemas florestais, a unidade da paisagem classificada como ocupada por vegetação natural é o principal foco em diversas pesquisas.

Estudos demonstraram que, a urbanização e a conversão de terras com vegetação natural para superfícies impermeáveis ou solo nu, podem levar ao aumento da temperatura na superfície (LST), contribuindo para o efeito de ilha de calor urbano (Imran et al., 2021) e pode reduzir a capacidade da terra de fornecer serviços ecossistêmicos, como sequestro de carbono e suporte à biodiversidade (Sujetovienė; Dabašinskas, 2022).

Já a conversão de vegetação natural para usos como pastagens e culturas temporárias tem implicações ecológicas significativas. A transformação frequentemente leva à redução da biodiversidade e alterações nos serviços ecossistêmicos (Galindo et al., 2022; Mosciaro et al., 2023). Em ambientes secos, degradam a qualidade do solo, afetando suas propriedades físicas e químicas, reduzindo a matéria orgânica, como visto na região da Caatinga (Rezende et al., 2022). Pode ainda aumentar significativamente a erosão do solo, levando a uma diminuição da fertilidade ao longo do tempo (El Mazi et al., 2022).

Achados sugerem que as propriedades do solo podem sofrer degradação irreversível após longos períodos de uso intensivo (Gao et al., 2011; Celentano et al., 2017). Mudanças que podem ser tão severas, impedem a regeneração natural da vegetação e da qualidade do solo, necessitando medidas de restauração artificial; reforçando a ideia de que é crucial de entender essas dinâmicas para desenvolver estratégias de manejo da terra que equilibrem a produção agrícola com a conservação dos serviços ecossistêmicos.

A resiliência e recuperação de áreas degradadas em savanas, florestas tropicais e florestas decíduas secas variam devido às diferenças na dinâmica dos ecossistemas e capacidades adaptativas.

Vegetações de savanas se mostram adaptadas a perturbações como fogo e herbivoria e suas comunidades vegetais são resilientes a essas perturbações endógenas. No entanto, elas são altamente vulneráveis a perturbações exógenas, como a destruição do solo, que pode impedir severamente os esforços de restauração (Buisson et al., 2019). Florestas tropicais são menos resistentes ao estresse climático devido às mudanças climáticas, o que reduz sua resiliência e aumenta o risco de transição para um estado com menor cobertura vegetal (Anjos; Toledo, 2018). Florestas decíduas secas, especialmente as florestas secas tropicais, mostram uma alta resiliência em termos de riqueza de espécies durante a sucessão secundária, mas a recuperação da composição de espécies é lenta e pode nunca alcançar a das florestas primárias (Derroire et al., 2016).

A avaliação temporal para quantificar LULC são cruciais para monitorar mudanças ambientais e informar decisões políticas. Imagens de satélite são reclassificadas em áreas de

habitat (1) e não-habitat (0), permitindo análises comparativas de mudanças ao longo do tempo ao subtrair imagens de diferentes épocas (Silveira et al., 2022). No entanto, essa comparação binária entre dois pontos no tempo omite dados intermediários, e embora seja possível examinar mapas de todos os momentos disponíveis, isso se torna confuso em séries com escalas temporais extensas (Zhai et al., 2021).

São objetivos deste estudo: desenvolver um índice que permita quantificar a permanência de habitats florestais ao longo do tempo em valor único, centralizando a historicidade das alterações nas unidades de vegetações florestais naturais da paisagem, utilizando séries temporais de dados de classificação uso e cobertura da terra; explorar a relação entre variáveis ambientais e o índice proposto; e identificar grupos de alta e baixa permanência, entendendo as diferenças entre características edafoclimáticas dos ambientes formações florestais, savanas e áreas de atividades agropecuárias na APA Chapada do Araripe, Brasil.

17. 2. MATERIAIS E MÉTODOS

18.

1. 2.1. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo é a Área de Proteção Ambiental da Chapada do Araripe, criada pelo decreto federal de 4 de agosto de 1997 (Brasil, 1997). Localizada no interior do nordeste brasileiro, está inserida dentro da região das Caatingas, mais especificamente ao sul do Ceará (CE), oeste de Pernambuco (PE) e leste do Piauí (PI). Para esta pesquisa, uma zona de buffer de 6 km foi definida para além do limite oficial do ICMBio de 1,06 milhões ha. Esta nova configuração com adição do buffer totalizou uma área de 1,53 milhões ha (Figura 1).

A vegetação da Chapada do Araripe inclui fragmentos de Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica. Destacam-se os brejos de altitude e os enclaves de floresta tropical, que ocorrem em áreas isoladas de alta altitude. Esses brejos persistem devido às temperaturas mais baixas e às chuvas orográficas, criando habitats méxicos em meio à vegetação semiárida da Caatinga. Essas condições favoráveis promovem uma alta biodiversidade e a presença de espécies endêmicas (Luna et al., 2017; Santos et al., 2020), reforçando a importância da Chapada do Araripe na conservação da biodiversidade regional.

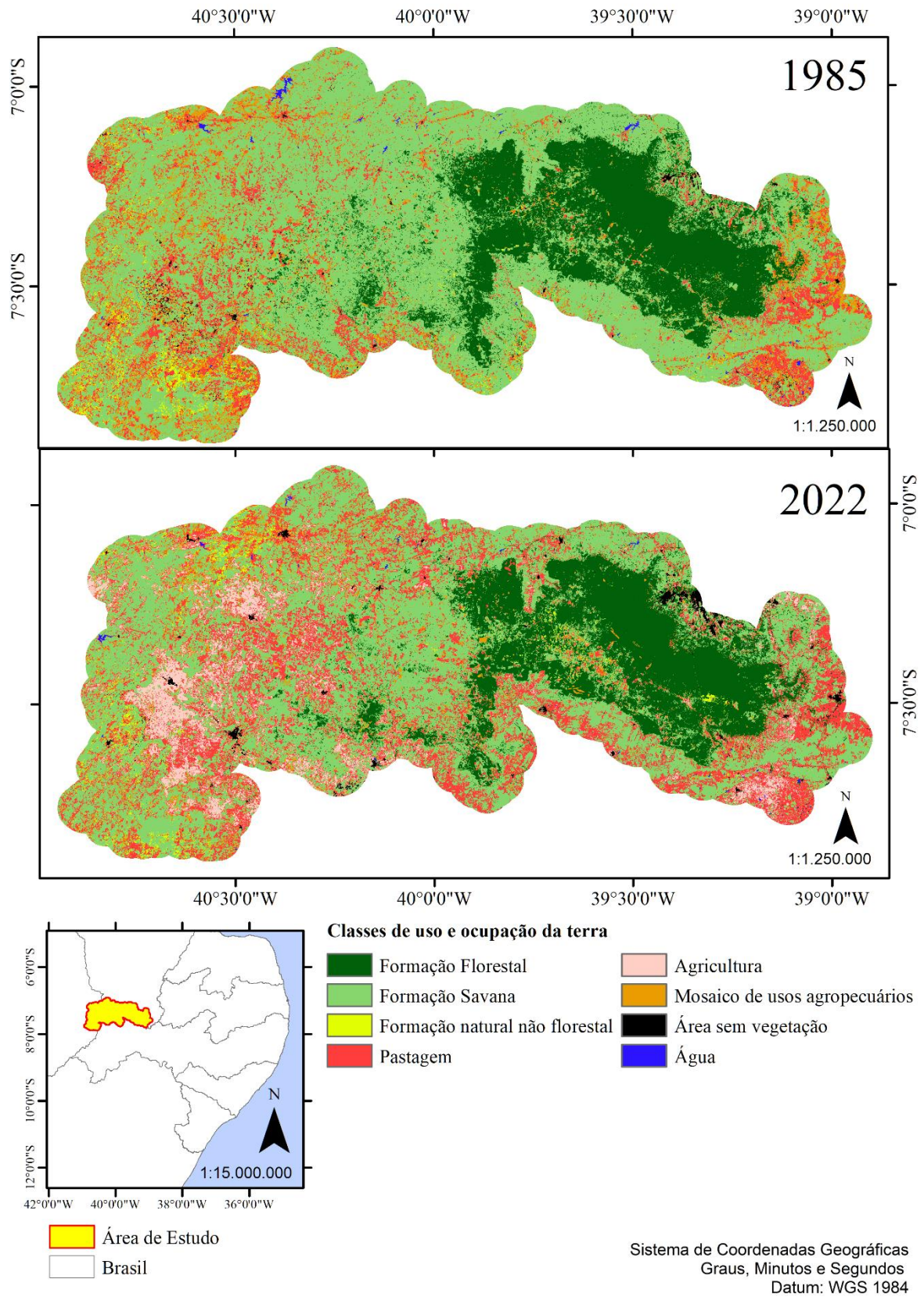


Figura 1: Localização da área de estudo na APA Chapada do Araripe, Brasil; bem como as classes de uso e ocupação da terra, indicando visualmente as áreas ocupadas por cada classe nos anos de 1985 a 2022. Fonte: Projeto MapBiomias – Coleção 8.0 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil (Souza et al., 2020).

2. 2.2. PROPOSTA DE ÍNDICE PARA AVALIAÇÃO DA PERMANÊNCIA DE HABITATS FLORESTAIS EM SÉRIES TEMPORAIS

Foram realizados downloads das imagens de cobertura e uso do solo do MapBiomas, para a área de estudo, pertencentes à coleção oito, abrangendo o período de 1985 a 2022. Ao todo, trinta e oito arquivos raster foram obtidos, cada um correspondendo a um ano específico dentro do intervalo mencionado. Esses dados foram processados no software ArcMap versão 10.8, onde foram reprojetados para o sistema de coordenadas UTM, especificamente na Zona 24 Sul do Datum WGS 84, e então realizada a reclassificação dos pixels: atribuiu-se o valor um (1) aos pixels identificados como floresta e zero (0) aos demais tipos de usos e ocupações da terra (Figura 2).

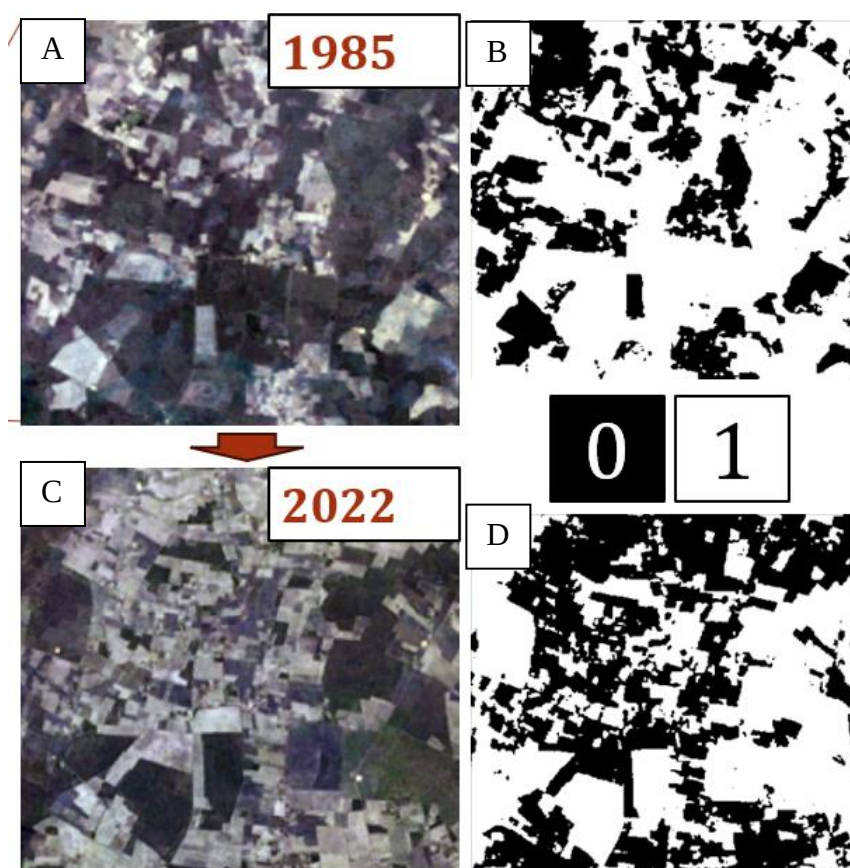


Figura 2: Recorte de uma mesma região aleatória da área de estudo, em quatro aspectos, para exemplificação. Em A, imagem Landsat 5 em composição colorida R3G2B1 para o ano de 1985; B, imagem binária para o ano de 1985; C, imagem Landsat 8 em composição colorida R4G3B2 para o ano de 2022; e D, imagem binária para o ano de 2022. Nas imagens binárias, branco é floresta, e preto não floresta.

Os 38 rasters foram organizados em um array tridimensional (Figura 3) utilizando a linguagem Python no ambiente do Google Collab. A complexidade inerente aos dados

tridimensionais foi reduzida pela conversão da matriz 3D para uma matriz 2D, onde cada linha representou uma sequência temporal binária ao longo de todos os anos.

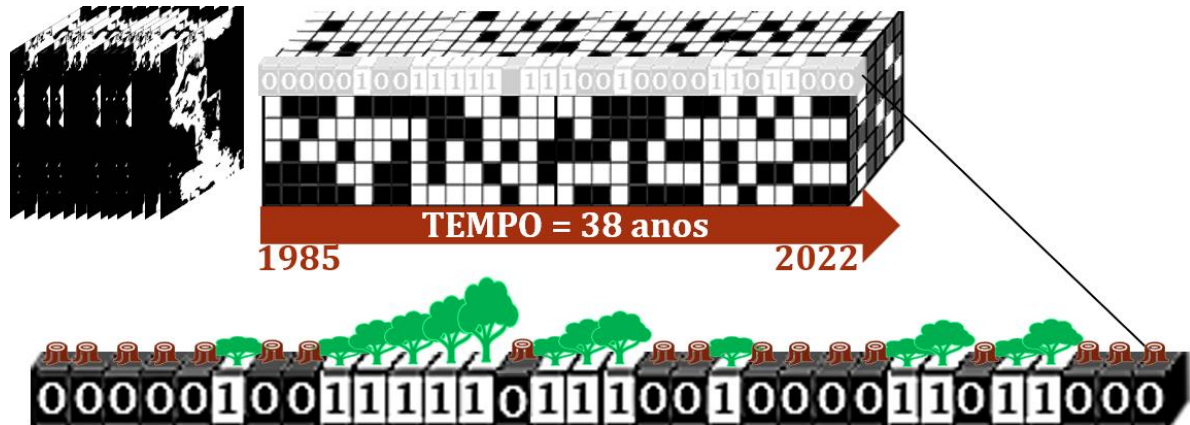


Figura 3: Esquema para visualização do array tridimensional e obtenção das sequências binárias por pixel.

Essa sequência binária foi utilizada para calcular as métricas do Índice de Permanência: tamanho da sequência binária (L); ano mais recente em que o pixel foi classificado como floresta (P_1) e não floresta (P_0); e o maior número de anos consecutivos em que o pixel foi classificado como floresta (S_1) e não floresta (S_0).

Tabela 1: Estimadores utilizados na elaboração do Índice de Permanência.

Métrica	Equação	Explicação
P_1	$L + 1 - (x_i = 1\})$	Posição do último pixel de floresta é a distância do último pixel de floresta até o final da sequência, onde o máximo é tirado sobre todos os índices (i) onde o pixel é de floresta. Representa a recência.
S_1	$\{k \mid x_j = 1 \text{ para } j = i \text{ até } i + k - 1\}$	Maior sequência contínua de pixels de floresta, sendo o tamanho da maior sequência contínua de pixels de floresta. Representa a persistência.
P_0	$L + 1 - (x_i = 0\})$	Posição do último pixel não floresta.
S_0	$\{k \mid x_j = 0 \text{ para } j = i \text{ até } i + k - 1\}$	Maior sequência contínua de pixels não floresta.

Com base nas métricas da Tabela 1, o Índice de Permanência (IP) foi calculado pela seguinte Equação 1:

$$IP = \frac{b \times S_1 + b \times \exp \exp (-\alpha \times P_1)}{(b \times S_1 + b \times \exp \exp (-\alpha \times P_1)) + (d \times S_0 + d \times \exp \exp (-\alpha \times P_0))} \quad \text{Equação 1}$$

Coeficientes b e d : Estes coeficientes foram empregados para amplificar o impacto das subsequências de presença ('1') e ausência ('0') de floresta. O coeficiente b é calculado como $b = \exp \exp (0,04 \times (L - 1))$, onde o fator 0,04 foi escolhido para dar maior peso à presença de floresta, refletindo sua importância ecológica e conservacionista. O coeficiente d é calculado como $d = \exp \exp (0,02 \times (L - 1))$, com o fator 0,02 sendo mais conservador, pois considera que a ausência de floresta é menos crítica que a sua presença, mas ainda assim relevante para o cálculo.

Coeficiente α : Este coeficiente modera o impacto da distância temporal desde a última ocorrência de cada estado. É definido como $\alpha = \exp \exp (-0,01 \times (L - 1))$, onde o fator -0,01 equilibra o decaimento exponencial, fazendo com que eventos mais antigos tenham menos influência no cálculo final do índice, promovendo uma avaliação que favorece informações mais recentes.

Efeito positivo: Esse efeito representa a influência contínua e recente da presença de floresta. É calculado pela fórmula $\text{efeito positivo} = b \times S_1 + b \times \exp \exp (-\alpha \times P_1)$. O primeiro termo, $b \times S_1$, multiplica o maior número de anos consecutivos de floresta pelo coeficiente b , enfatizando a importância de uma presença contínua e prolongada de floresta. O segundo termo, $b \times \exp \exp (-\alpha \times P_1)$, aplica um decaimento exponencial ao tempo desde a última observação de floresta, ponderado pelo mesmo coeficiente, reduzindo a influência de eventos de floresta que ocorreram há muito tempo.

Efeito negativo: De forma semelhante, este efeito quantifica o impacto da ausência prolongada e recente de floresta, dado por $\text{efeito negativo} = d \times S_0 + d \times \exp \exp (-\alpha \times P_0)$. Aqui, $d \times S_0$ reflete o período mais longo sem floresta, multiplicado pelo coeficiente d , que enfatiza a gravidade de uma ausência extensa de cobertura florestal. O segundo termo, $d \times \exp \exp (-\alpha \times P_0)$, considera o tempo desde a última não observação de floresta, aplicando um decaimento exponencial para diminuir a relevância de ausências antigas.

O denominador da fórmula do IP é a soma dos efeitos positivos e negativos, fornecendo uma base para avaliar a permanência da floresta em relação à sua ausência. O numerador destaca a continuidade e a recência da cobertura florestal (Equação 1.1).

$$IP = \frac{\text{Efeito Positivo}}{\text{Efeito Positivo} + \text{Efeito Negativo}} \quad \text{Equação 1.1}$$

Essa equação balanceia os impactos de longo prazo e recentes, e normaliza os resultados de forma que para qualquer $L > 1$, seqüências unicamente compostas de 1s, IP seja igual a 1; e para seqüências unicamente compostas de 0s, IP tenda a 0.

De posse da equação finalizada, a matriz 2D foi convertida de volta para uma matriz 3D, respeitando as dimensões espaciais originais. E então os resultados foram exportados como um novo raster onde os pixels agora possuem o valor do IP (Figura 4).

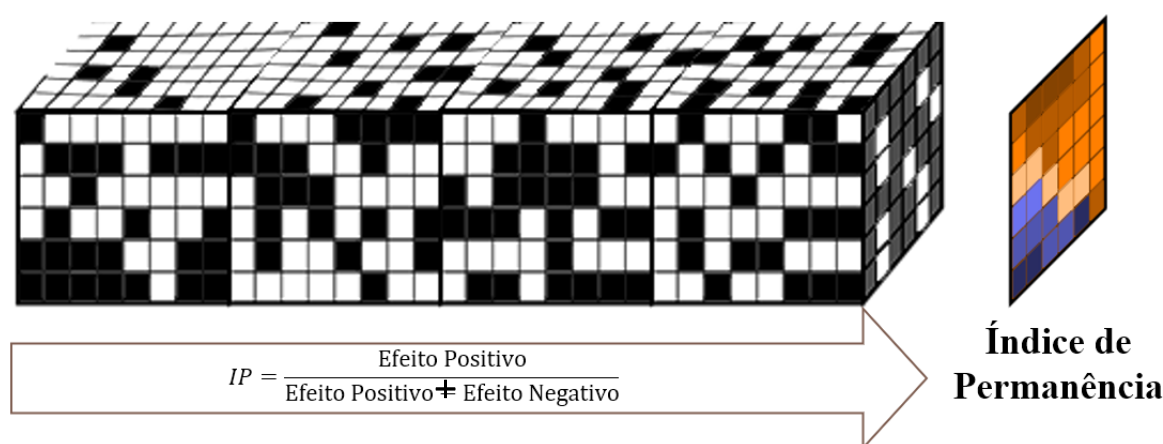


Figura 4: Esquema para visualização da aplicação do índice IP em array tridimensional para obtenção de uma imagem final.

3. 2.3. BANCO DE DADOS RASTERS

1. 2.3.1. Índices de Vegetação

A metodologia adotada para avaliar a dinâmica da vegetação através do tempo envolveu a integração e análise de imagens de satélite Landsat 5, 7 e 8, cobrindo o intervalo de 1985 a 2022, para os meses de Agosto, Setembro e Outubro (período com menor incidência de nuvens). A área de estudo foi delimitada por arquivo vetorial de polígono oficial da Chapada do Araripe, acrescido de um buffer externo de 6 km. As imagens foram selecionadas a partir das coleções Landsat do Google Earth Engine, com os critérios de seleção baseados em intervalos de datas específicos para cada série do Landsat: Landsat 5, de 1 de janeiro de 1985 a 30 de novembro de 2011; Landsat 7, de 1 de dezembro de 2011 a 31 de janeiro de 2013; e Landsat 8, de 1 de fevereiro de 2013 a 31 de dezembro de 2022.

O pré-processamento de cada imagem envolveu a aplicação de máscaras para remover pixels afetados por nuvens, saturação e erros das faixas do Landsat 7. Para cada imagem processada, foram calculados os índices de vegetação: NDVI (Equação 2), EVI (Equação 3) e SAVI (Equação 4).

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \quad \text{Equação 2}$$

$$SAVI = \frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED + L)} \times (1 + L) \quad \text{Equação 3}$$

$$EVI = 2,5 \times \frac{(NIR - RED)}{(NIR + 6 \times RED - 7,5 \times BLUE + 1)} \quad \text{Equação 4}$$

Em que: RED, é a banda do vermelho; NIR, é a banda do infravermelho próximo; L, é um fator de ajuste ao solo = 0,5; e BLUE, é a banda do azul.

Após o cálculo dos índices, os resultados para cada imagem foram combinados para produzir estatísticas agregadas de média e desvio padrão. Os dados processados foram então recortados para corresponder exatamente aos limites da área de estudo e foram preparados para exportação com resolução espacial de 30 metros, correspondente à resolução nativa dos satélites Landsat, e sistema de referência de coordenadas WGS 84 / UTM zona 24S.

Ao final desta etapa foram obtidas seis rasters, cada um representando a média e desvio padrão para os três índices de vegetação.

2. 2.3.2. Precipitação total acumulada (mm)

Foi criado um raster cujos pixels armazenaram a precipitação anual total, utilizando a coleção de imagens CHIRPS na plataforma do Google Earth Engine. Esta coleção, que contém uma banda com dados de precipitação global, em 5,6 km de resolução espacial e um dia de resolução temporal, disponíveis desde 1 de janeiro de 1981. A coleção foi filtrada para selecionar apenas as imagens dentro do período de interesse e da área de análise. A banda de precipitação foi selecionada para extrair os valores necessários para a análise. Os anos de análise foram definidos de 1985 a 2022. A área de análise foi delimitada por um polígono de coordenadas geográficas baseadas na extensão da área de estudo.

Para calcular a precipitação anual total, foi desenvolvida uma função que recebe um ano como parâmetro e retorna uma imagem recortada do polígono de coordenadas, onde cada pixel representa o somatório anual dos dados diários de precipitação daquele ano. Uma coleção de imagens foi criada aplicando esta função a cada ano dentro do intervalo de estudo. Cada imagem nesta coleção representa a precipitação total anual para o respectivo ano. A imagem final de precipitação total anual foi gerada somando todas as imagens da coleção, resultando em uma única imagem que representa a precipitação acumulada ao longo dos anos para a área de estudo.

Finalmente, a imagem de precipitação total anual foi exportada para o Google Drive. As configurações de exportação incluíram o recorte da imagem para a área de estudo, a descrição e prefixo do nome do arquivo, a pasta de destino no Google Drive, a resolução espacial, a projeção cartográfica (UTM zona 24 Sul WGS 84), o formato do arquivo (GeoTIFF) e o número máximo de pixels permitido.

3. 2.3.3. Temperatura Média da Superfície (LST) (C°)

Foi criado um raster cujos pixels armazenaram a LST, utilizando a coleção de imagens de satélite Terra Land Surface Temperature and Emissivity 8-Day Global (MOD11A2), com 1km de resolução espacial, e oito dias de resolução temporal, disponíveis desde 17 de fevereiro de 2000. Inicialmente, foram definidas as datas de início e fim da análise, sendo o ano inicial 2001 e o ano final 2022. A área de processamento foi definida como a área de estudo da Chapada do Araripe com o buffer de 6 km.

Para o processamento dos dados de temperatura, foi criada uma função que reescala os valores da LST, e os converte de Kelvin para Celsius. A coleção de imagens MOD11A2 foi filtrada para selecionar as bandas diurnas e noturnas de LST, restringindo o período às datas definidas e a área de estudo, e aplicando a função de reescala e conversão.

Para calcular a temperatura média anual, foi desenvolvida uma função específica. A função filtra a coleção de imagens para um determinado ano, calcula a média anual e recorta a imagem para a área de estudo. A coleção de imagens resultantes foi criada aplicando a função de cálculo a cada ano dentro do intervalo de estudo, representando a média de LST ao dia e à noite, para cada ano do período analisado. A imagem final de LST foi gerada calculando a média geral de todas as imagens da coleção para o dia e noite, resultando em uma única imagem que representa a LST média em 24 horas, ao longo dos anos, para a área de estudo.

4. 2.3.4. Elevação por modelo digital de elevação (m) e declividade (graus)

Foi utilizado um modelo digital de elevação (MDE), proveniente do Projeto Brasileiro TOPODATA. Este projeto oferece dados derivados do Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), com resolução espacial de 30 metros. Primeiramente, os dados do MDE foram obtidos a partir do portal de dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Estes dados

foram baixados em formato GeoTIFF e, em seguida, importados para o software ArcMap 10.8. No ArcMap, os dados foram reprojeto para o sistema de coordenadas WGS 84 UTM Zona 24 Sul, utilizando a ferramenta "Project Raster".

Após a reprojeção, foi necessário realizar a mosaicagem dos arquivos de MDE, já que os dados foram obtidos em diferentes tiles que cobrem a área de estudo. Utilizando a ferramenta "Mosaic to New Raster" do ArcMap 10.8, os diferentes tiles foram combinados em um único arquivo raster contínuo. Em seguida, o raster resultante foi recortado para a área específica de estudo. Com o MDE recortado para a área de estudo, o próximo passo foi a criação de um raster de declividade, utilizando o ArcMap 10.8, a ferramenta "Slope" foi aplicada ao MDE recortado. Esta ferramenta calcula a declividade de cada pixel do raster, expressa em graus que é amplamente utilizada em análises geomorfológicas, pois facilita a compreensão das inclinações do terreno em termos angulares. Ao final desta etapa, foram obtidos para a área de estudo, um raster com os valores de elevação em metros e um raster de declividade em graus.

5. 2.3.5. Água disponível no solo (mm/cm) e densidade aparente do solo (Mg/m³)

Os dados foram obtidos por meio da plataforma GeoInfo, criada para o compartilhamento do acervo de dados espaciais da Embrapa com a sociedade, seguindo padrões seguros e de qualidade que possibilitam a preservação dos dados, a geração de novas informações e a difusão entre pesquisadores e cidadãos.

Os rasters de água disponível no solo do Brasil e seus mapas de incerteza, produzidos como parte do Programa Nacional de Levantamento e Interpretação de Solos do Brasil (PronaSolos), e financiados pelo projeto Embrapa 10.18.03.024.00.00, foram gerados por mapeamento digital de solos a partir de dados legados, covariáveis geoespaciais disponíveis gratuitamente e software livre (VASQUES et al., 2021a). O relatório técnico apresenta a metodologia utilizada, estatísticas dos dados de entrada, mapas produzidos e índices de erro das previsões (<http://geoinfo.cnps.embrapa.br/documents/3458>).

De forma semelhante, os rasters de densidade aparente do solo do Brasil e mapas de incerteza, também produzidos como parte do PronaSolos e financiados pelo mesmo projeto da Embrapa, foram gerados com as mesmas técnicas de mapeamento digital e utilização de dados gratuitos e software livre (VASQUES et al., 2021b). Este relatório técnico também inclui a metodologia, estatísticas dos dados de entrada, mapas produzidos e índices de erro das

predições, além de informações sobre erros e pixels com valores faltantes, incluindo solos rasos, afloramentos de rocha, dunas, áreas urbanas e corpos d'água (<http://geoinfo.cnps.embrapa.br/documents/3486>).

Para a disponibilidade de água no solo, a metodologia envolveu o download dos rasters do projeto da Embrapa, versão 2021, com resolução espacial de 90 metros, para todo o Brasil, nas profundidades de 0-5, 5-15, 15-30, 30-60 e 60-100 cm (centímetros), visando cobrir o alcance das raízes das vegetações em diversas classes de uso da terra. Para a densidade aparente do solo, a metodologia foi similar, com o download dos rasters para as profundidades de 0-5, 5-15 e 15-30 cm, visando avaliar a compactação nas camadas superficiais do solo em diferentes classes de uso da terra.

Após a obtenção dos rasters em formato GeoTIFF, estes foram importados para o software ArcMap 10.8, onde foram reprojetados para o sistema de coordenadas WGS 84 UTM Zona 24 Sul, utilizando a ferramenta "Project Raster". Posteriormente, foram recortados para a área específica de estudo, definida pela Chapada do Araripe com um buffer de 6 km, utilizando a ferramenta "Clip". Ao final desta etapa, foram obtidos cinco rasters para a disponibilidade de água no solo e três rasters de densidade aparente do solo, únicos para as faixas de profundidades definidas.

19. 3. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com a coleta aleatória de pixels por tipo de dado dos rasters, com tamanho amostral significativo e estratificado por classes de uso da terra da área. O processo foi realizado no ArcMap 10.8, e iniciou com o carregamento de um arquivo vetorial, que contém polígonos especificando as classes de uso e ocupação da terra obtidas da coleção 8 do projeto MapBiomias, para o ano de 2022. As classes definidas para este estudo foram: Formação florestal, Formação savana, Pastagem, Agricultura (Culturas anuais), e Mosaico de usos agropecuários; como observados na Figura 1.

Cada polígono representativo de classe de uso da terra foi utilizado para mascarar os rasters de estatísticas de Índices de Vegetação, Temperatura Média da Superfície (C°), Elevação por modelo digital de elevação (m), Declividade (graus), Água disponível no solo (mm/cm), Densidade aparente do solo (Mg/m³); isolando assim os dados espaciais relevantes. Para cada conjunto de dados, calculou-se a média e o desvio padrão dos valores dos pixels.

O tamanho de amostra necessário para cada raster (Tabela 2) foi calculado considerando a variabilidade espacial advinda dos dados dos pixels e das diferentes resoluções

espaciais, estratificado por classe de uso da terra, utilizando a abordagem de distribuição normal padrão, empregando a função inversa da função de distribuição acumulada normal padrão (z-score) (Equação 5). O z-score utilizado foi derivado do nível de confiança desejado de 95%, que corresponde a um valor z de aproximadamente 1,96, e margem de erro E de 5%.

$$Tamanho\ da\ amostra = \left(\frac{z \times \sigma}{E} \right)^2 \quad \text{Equação 5}$$

Em que: σ , é o desvio padrão dos dados; E, é a margem de erro desejada; e z, é o valor da distribuição normal padrão para o nível de confiança escolhido.

Apenas para o raster de Precipitação total acumulada (mm), cuja resolução espacial é de aproximadamente 5,6 km, foram utilizados todos os pixels dentro da área de estudo, e não foi realizada uma amostragem (Tabela 2).

Tabela 2: Quantidade de pixels selecionados por raster, na APA Chapada do Araripe, Brasil.

Variável/Rasters	Valor
Índices de Vegetação	1742
Temperatura média da superfície	3292
Elevação	950
Declividade	6226
Água disponível 0-5 cm	336
Água disponível 5-15 cm	349
Água disponível 15-30 cm	445
Água disponível 30-60 cm	443
Água disponível 60-100 cm	233
Densidade do solo 0-5 cm	405
Densidade do solo 5-15 cm	490
Densidade do solo 15-30 cm	416
Precipitação	489
Total de pixel selecionados	15.816

Para gerar pontos amostrais aleatórios, utilizou-se a ferramenta "Create Random Points", no ArcMap 10.8. Inicialmente, o arquivo vetorial com os polígonos delimitados por classe de uso da terra para o ano de 2022 foi carregado no ArcMap. Em seguida, na aba "ArcToolbox", acessou-se "Data Management Tools" > "Feature Class" > "Create Random Points" e configuraram-se os parâmetros: localização e nome do arquivo de saída, seleção dos polígonos delimitados, tamanho amostral por polígono/classe de uso da terra, distância mínima entre pontos definida com base na resolução do raster do IP de 30 metros, e semente para o

gerador de números aleatórios. Após a execução, os 15.816 pontos amostrais foram salvos como um novo arquivo vetorial que foi base para as análises subsequentes.

1. 3.1. AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE PERMANÊNCIA EM DIFERENTES CLASSES DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA

A extração dos valores inicia-se com o carregamento no ArcMap 10.8: dos pontos amostrais aleatórios, do rasters com as categorias de classes de uso e ocupação da terra, do raster do IP e de todos os rasters descritos na Tabela 2. Em seguida, utiliza-se a ferramenta "Extract Multi Values to Points" encontrada em "ArcToolbox" > "Spatial Analyst Tools" > "Extraction". Os valores dos pixels dos rasters foram extraídos para os pontos correspondentes e adicionados como novos campos na tabela de atributos dos pontos amostrais. Após a extração dos valores dos rasters, converte-se a tabela de atributos resultante para o formato de planilha do Excel utilizando a ferramenta "Table to Excel", localizada em "ArcToolbox" > "Conversion Tools" > "Excel" > "Table to Excel".

Com a planilha contendo os dados das variáveis e as categorias de classes de uso da terra, foram realizados resumos com estatísticas básicas de média e coeficiente de variação (CV, %) por classe de uso da terra. Para o IP, foi elaborado um gráfico de violino deste nas diferentes categorias de uso do solo, avaliando a densidade amostral dos pontos.

Para a análise das diferenças no IP entre as classes de uso da terra, o teste de Kruskal-Wallis foi empregado. Este teste não paramétrico foi escolhido por sua capacidade de comparar medianas de múltiplos grupos sem assumir uma distribuição normal dos dados. O procedimento envolveu agrupar os dados conforme as categorias de uso da terra, ranquear os valores de IP e calcular a estatística H de Kruskal-Wallis. A hipótese nula (H_0) testada foi de que as medianas dos grupos eram iguais, enquanto a hipótese alternativa (H_1) afirmava que pelo menos uma mediana era diferente. A significância dos resultados foi avaliada pelo valor p, considerando um nível de significância de 0,05.

Para identificar quais grupos específicos apresentavam diferenças significativas, foi aplicado o teste post-hoc de Dunn. Este teste foi selecionado por sua adequação a comparações múltiplas em dados não paramétricos e pela capacidade de ajustar os valores p para controlar o erro do tipo I. Os dados foram novamente ranqueados, e comparações par a par entre as classes de uso da terra foram realizadas. A hipótese nula (H_0) testada para cada par era de que as medianas dos grupos eram iguais. O ajuste dos valores p foi feito pelo método de Bonferroni.

A aplicação do ajuste de Bonferroni ao teste post-hoc de Dunn é especialmente útil em análises onde múltiplas hipóteses são testadas simultaneamente, pois reduz a probabilidade de identificar diferenças estatisticamente significativas por acaso. Ao controlar rigorosamente o erro do tipo I, o ajuste de Bonferroni aumenta a confiança nos resultados obtidos, garantindo que as diferenças detectadas entre as medianas das categorias de uso da terra sejam de fato significativas e não fruto de variações aleatórias nos dados.

Em seguida realizou-se o teste de hipótese utilizando a correlação de Spearman. Na qual, para toda a área de estudo, avaliou-se a correlação entre o índice IP e as variáveis descritas na Tabela 2. A hipótese nula (H_0) estabelece que não há correlação significativa entre as variáveis analisadas, enquanto a hipótese alternativa (H_1) afirma que existe uma correlação significativa entre elas. Calculou-se o coeficiente de correlação de Spearman (ρ), que varia de -1 a 1, onde valores iguais -1 indicam uma correlação negativa perfeita, valores iguais a 1 indicam uma correlação positiva perfeita; 0 indica ausência de correlação. A significância dos resultados foi avaliada pelo valor p, com significância de 0,05.

Neste estudo, os resultados significativos foram classificados da seguinte maneira: se $|\rho| < 0,20$ = a correlação é negligenciável; se $0,20 < |\rho| < 0,40$ = a correlação é fraca; se $0,40 < |\rho| < 0,60$ = a correlação é moderada; se $0,60 < |\rho| < 0,80$ = a correlação é forte; se $|\rho| > 0,80$ = a correlação é muito forte.

2. 3.2. AGRUPAMENTO DE VARIÁVEIS EDAFOCLIMÁTICAS PARA IDENTIFICAÇÃO DE PADRÕES

A Análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada para reduzir a dimensionalidade dos dados e identificar os componentes principais que explicam a maior parte da variabilidade nos dados. As variáveis selecionadas para a PCA foram aquelas que obtiveram correlação de Spearman moderada ou superior com o IP. Para estas, inicialmente, a PCA foi realizada considerando o número máximo de componentes possíveis, e a variância explicada por cada componente principal foi calculada. A variância explicada acumulada foi plotada para determinar o número ideal de componentes utilizando o método do cotovelo. Em seguida, a PCA foi realizada com este número de componentes, transformando os dados padronizados nos componentes principais correspondentes.

As cargas dos componentes principais foram calculadas para entender a contribuição de cada variável original nos componentes principais. As cargas dos componentes principais

indicam a correlação entre as variáveis originais e os componentes principais, permitindo a interpretação de quais variáveis têm maior influência em cada componente. A correlação de Spearman foi calculada entre o IP e os componentes principais, resultando em uma matriz de correlação. Os coeficientes de correlação de Spearman entre o IP e cada componente principal foram extraídos para análise.

Para a análise de clusterização, foram utilizados os componentes principais derivados da Análise de Componentes Principais (PCA), em conjunto com os valores do IP. Para determinar o número ideal de clusters, foi utilizado o método do cotovelo por meio da aplicação do algoritmo K-means para diferentes números de clusters e a plotagem da soma dos quadrados das distâncias intra-clusters (WCSS) para cada número de clusters. O número ideal de clusters é identificado como o ponto onde há uma diminuição acentuada na WCSS, formando um "cotovelo" no gráfico; a WCSS foi calculada para 1 a 10 clusters.

Com base no método do cotovelo, o número de clusters foi determinado. O algoritmo K-means foi então aplicado aos componentes principais e ao IP para agrupar os dados. Para entender melhor as características de cada cluster, foram calculadas estatísticas descritivas do IP, e das variáveis edafoclimáticas para cada um dos clusters. Essas estatísticas incluem a média, desvio padrão, valores mínimo e máximo, entre outros. Por fim, para visualizar as relações entre os componentes principais e a classificação dos clusters, foi gerado um gráfico de comparações pareadas. Este gráfico facilita a visualização das distribuições e correlações entre os componentes principais da ACP, colorindo os pontos de dados de acordo com os clusters identificados no modelo de K-means.

3.

4. 3.3. DIFERENTES ZONAS EDAFOCLIMÁTICAS COMO DIFERENTES PAISAGENS

Os valores dos clusters da etapa anterior foram exportados em planilha com os números de identificação dos pontos amostrais. No ArcMap 10.8, foi feita a entrada do Shapefile de pontos amostrais identificados e realizou-se a operação de união com a planilha dos valores dos clusters. Com os dados dos clusters em cada ponto do Shapefile, calculou-se um raster usando o interpolador IDW, para procurar de ponto em ponto, em um raio de pesquisa variável com valor máximo igual ao comprimento da diagonal da extensão do Shapefile.

Então, foi feita a reclassificação do raster IDW para os valores dos clusters e a conversão deste raster reclassificado para Shapefile multipolígono, com os quatro polígonos dos clusters. O Shapefile multipolígono foi utilizado para zonear o uso e ocupação da terra para o ano de 2022, utilizando a ferramenta de extrair por máscara. Sendo estas máscaras compostas pelos clusters, foram obtidos quatro rasters, os quais representam o uso e ocupação da terra para o ano de 2022 por zona de cluster.

Estes quatro rasters foram processados no FRAGSTATS 4.2, onde se calculou as métricas ao nível de classes de uso da terra e ao nível das zonas dos clusters, considerando cada zona uma paisagem diferente.

Por classe de uso e ocupação da terra, as métricas selecionadas foram: Ocupação da paisagem (%); Densidade de Manchas (manchas/100ha); Índice da Maior Mancha (%); Tamanho Médio da Mancha (ha); Contraste Médio (%); e Desvio Padrão do Contraste (%).

Por zonas de cluster (paisagens), as métricas selecionadas foram: Área Total das zonas (ha); Densidade de Manchas (manchas/100ha); Índice da Maior Mancha (%); Tamanho Médio da Mancha (ha); Contraste Médio (%); Desvio Padrão do Contraste (%); e Diversidade Shannon.

A equação 5 mostra o cálculo do Contraste Médio (%). Essa métrica representa o contraste médio entre orlas de manchas de habitat vizinhas na paisagem, levando em consideração o tamanho das manchas. Um valor mais alto indica um maior contraste entre as manchas, sugerindo uma paisagem mais heterogênea em termos do atributo analisado. Essa métrica é útil para avaliar a diversidade de habitats e a complexidade estrutural da paisagem.

$$\text{Contraste Médio} = \frac{\sum_{j=1}^m \sum_{k=1}^n (C_{jk} \times E_{jk})}{\sum_{j=1}^m \sum_{k=1}^n E_{jk}} \quad \text{Equação 5}$$

Em que: C_{jk} é o peso do contraste entre a classe j e a classe k , com base no atributo; E_{jk} é o comprimento da orla entre a classe j e a classe k ; m é o número total de classes de cobertura da terra na classe j ; e n é o número total de classes de cobertura da terra na classe k .

Os pesos foram definidos utilizando como atributo o módulo da diferença entre as médias do IP, entre as diferentes classes (Tabela 3).

Tabela 3: Pesos para cálculo do Contraste Médio.

	Formação Florestal	Formação Savana	Pastagem	Agrícola	Mos. de Usos Agropec.
--	--------------------	-----------------	----------	----------	-----------------------

Formação Florestal	0,00	0,05	0,56	0,76	0,42
Formação Savana	0,05	0,00	0,52	0,71	0,37
Pastagem	0,56	0,52	0,00	0,20	0,15
Agrícola	0,76	0,71	0,20	0,00	0,35
Mos. de Usos Agropec.	0,42	0,37	0,15	0,35	0,00

O Desvio Padrão do Contraste (%) mede a variação no contraste entre as diferentes manchas de habitat na paisagem. Um valor mais alto indica uma maior heterogeneidade no contraste, com algumas manchas apresentando alto contraste com seus vizinhos e outras apresentando baixo contraste. Essa métrica pode ser útil para identificar áreas com maior diversidade de habitats ou para avaliar a fragmentação da paisagem.

Posto que o atributo para o cálculo do Contraste Médio foi definido como a diferença absoluta entre as permanências de habitat florestais e de savana entre as classes de uso da terra, o que se avalia ao interpretar os valores de Contraste Médio e seu desvio padrão, é contraste de permanência. Neste sentido, o desvio padrão do Contraste Médio, se torna uma medida da amplitude do conflito de orlas entre classes com diferentes valores de IP. De forma que valores altos do desvio padrão do Contraste Médio, indicam que uma classe de vegetação natural altamente permanente está contrastando com classes que possuem histórico de baixa permanência de vegetação natural. Após os cálculos, os resultados foram exportados do Fragstats e importadas em planilhas do Excel para avaliação direta das métricas entre as diferentes zonas e usos e ocupações da terra.

20. 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

21.

1. 4.1. AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE PERMANÊNCIA EM DIFERENTES CLASSES DE USO E OCUPAÇÃO

A análise dos resultados do IP nas diferentes classes de uso e ocupação da terra revelou que a Formação Florestal apresentou a maior média do IP (0,974), seguida pela Formação Savana (0,915) (Figura 5) (Tabela 2). As classes Pastagens, Agricultura e Mosaico de Usos Agropecuários exibiram médias significativamente menores, sendo 0,402, 0,225 e 0,559 respectivamente. O coeficiente de variação (CV) do IP variou consideravelmente entre as classes, sendo mais baixo para a Formação Florestal (9,217%) e mais alto para a Agricultura (119,975%).

Estes resultados demonstram a importância de ter um índice que quantifique a historicidade da presença de vegetação florestal. Ao observar as classes de Formações Florestal e Savana, por exemplo, é possível ver claramente que diversas amostras foram classificadas em 2022 como florestas e savanas, mas tem um histórico de permanência variável, mostrando que já foram de outras classes. Desta forma é factível tomar extremo cuidado na análise das mudanças do uso da terra e avaliação de mapas, pois avaliações temporais por comparação binárias, como ano inicial versus ano final, ou com intervalos temporalmente muito espaçados; podem levar a intuições e inferências equivocadas.

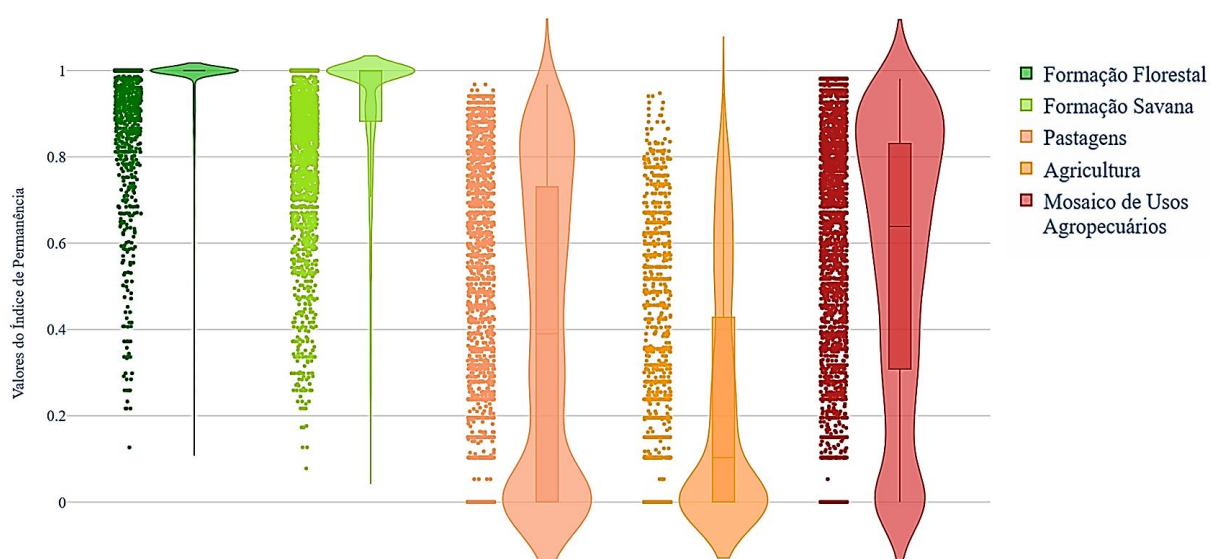


Figura 5: Gráfico de violino dos valores de Índice de Permanência para diferentes classes de uso e ocupação da terra em APA Chapada do Araripe, Brasil.

A Formação Florestal possui o maior IP, sugerindo uma estabilidade maior e uma menor perturbação ao longo do tempo. Em contrapartida, áreas de Agricultura e Pastagens mostraram índices de permanência menores, indicando maior instabilidade e possivelmente maior influência de atividades humanas (Tabela 4). Este é um resultado esperado, mas também uma informação importante, posto que a conversão de terras para usos agrícolas, especialmente em ambientes secos, degrada a qualidade do solo, afetando suas propriedades físicas e químicas, reduzindo a matéria orgânica do solo, como visto na região da Caatinga no Brasil (Rezende et al., 2022).

Tabela 4: Estatísticas descritivas de média e coeficiente de variação, do Índice de Permanência, índices de vegetação, e variáveis edafoclimáticas por classe de uso da Terra em APA Chapada do Araripe, Brasil.

Classe de uso da terra	Estat.	Form. Florestal	Form. Savana	Pastagens	Agricultura	Mos. de Usos Agropec.
Índice de Permanência	Média	0,974	0,915	0,402	0,225	0,559
	CV (%)	9,217	16,634	84,464	119,975	57,210
Média do NDVI	Média	0,354	0,290	0,268	0,244	0,278
	CV (%)	10,737	12,653	15,094	14,902	14,227
Desvio Padrão do NDVI	Média	0,338	0,259	0,205	0,175	0,224
	CV (%)	18,788	22,642	31,253	26,853	31,042
Média do EVI	Média	0,229	0,180	0,173	0,162	0,175
	CV (%)	12,639	15,419	15,813	15,653	16,215
Desvio Padrão do EVI	Média	0,197	0,173	0,150	0,133	0,158
	CV (%)	13,639	15,759	20,247	33,661	17,838
Média do SAVI	Média	0,220	0,175	0,172	0,163	0,173
	CV (%)	11,276	14,464	14,421	13,805	14,870
Desvio Padrão do SAVI	Média	0,187	0,158	0,136	0,118	0,144
	CV (%)	12,860	14,762	18,898	20,943	17,125
Precipitação total (mm)	Média	34546,490	28455,753	27823,152	25978,191	27410,774
	CV (%)	9,658	16,488	15,183	12,443	16,576
LST (C°)	Média	23,517	26,301	26,808	26,917	26,601
	CV (%)	5,98	5,26	4,54	3,59	5,52
Elevação (m)	Média	844,418	642,352	615,859	667,048	626,767
	CV (%)	15,603	23,014	23,878	19,082	23,153
Declividade (graus)	Média	3,057	4,582	2,724	1,820	3,078
	CV (%)	168,730	102,785	98,084	86,677	100,773
Água disponível 0-5 cm (Mg/m³)	Média	1,305	1,427	1,445	1,346	1,417
	CV (%)	10,939	15,560	16,173	17,765	14,179
Água disponível 5-15 cm (Mg/m³)	Média	1,226	1,373	1,397	1,296	1,370
	CV (%)	11,182	16,337	16,906	19,651	15,058
Água disponível 15-30 cm (Mg/m³)	Média	1,237	1,453	1,481	1,384	1,461
	CV (%)	11,934	18,019	18,031	19,557	16,448

Água disponível	Média	1,312	1,534	1,565	1,471	1,555
30-60 cm (Mg/m ³)	CV (%)	12,029	16,652	16,747	18,436	15,318
Água disponível	Média	1,342	1,507	1,531	1,460	1,514
60-100 cm (Mg/m ³)	CV (%)	8,777	11,418	12,615	14,722	10,783
Densidade do solo	Média	1,318	1,411	1,418	1,430	1,425
0-5 cm (Mg/m ³)	CV (%)	3,415	3,538	3,032	2,313	3,833
Densidade do solo	Média	1,310	1,414	1,421	1,433	1,429
5-15 cm (Mg/m ³)	CV (%)	4,207	3,671	3,156	2,545	4,180
Densidade do solo	Média	1,319	1,415	1,422	1,432	1,427
15-30 cm (Mg/m ³)	CV (%)	3,901	3,411	2,882	2,226	3,892

Na média temporal do NDVI ao longo de 38 anos, observou-se que a Formação Florestal também teve a maior média de 0,354, enquanto a Formação Savana apresentou uma média de 0,290. As Pastagens, Agricultura e Mosaico de Usos Agropecuários mostraram médias de 0,268, 0,244 e 0,278, respectivamente. O CV para o NDVI foi mais alto para Pastagem (15,09%) e mais baixo para a Formação Florestal (10,737%). O desvio padrão temporal do NDVI seguiu uma tendência similar, com a Formação Florestal exibindo a maior média (0,338) e a Agricultura a menor (0,175). O CV para desvio padrão do NDVI foi mais alto para as Pastagens (31,253%) e mais baixo para a Formação Florestal (18,788%) (Tabela 4).

A média temporal do EVI ao longo de 38 anos mostrou que a Formação Florestal teve a maior média (0,229), seguida pela Formação Savana (0,180). As outras classes apresentaram valores menores, com Pastagens a 0,173, Agricultura a 0,162 e Mosaico de Usos Agropecuários a 0,175. O CV da média temporal do EVI foi mais baixo para a Formação Florestal (12,639%) e mais alto para o Mosaico de Usos Agropecuários (16,215%). O desvio padrão temporal do EVI apresentou médias menores em comparação com o NDVI, sendo a Formação Florestal a mais elevada (0,197) e a Agricultura a menos (0,133), já o CV do desvio padrão foi mais alto para Agricultura (33,661%) e mais baixo para a Formação Florestal (13,639%) (Tabela 4).

Na média temporal do SAVI ao longo de 38 anos, a Formação Florestal novamente liderou com uma média de 0,220, enquanto a Formação Savana apresentou uma média de 0,175. As demais classes exibiram valores menores, com Pastagens a 0,172, Agricultura a 0,163 e Mosaico de Usos Agropecuários a 0,173. O CV da média temporal foi mais alto para Mosaico de Usos Agropecuários (14,870%) e mais baixo para a Formação Florestal (11,276%). O desvio padrão temporal do SAVI seguiu a mesma tendência, com a Formação Florestal exibindo a maior média (0,187) e a Agricultura a menor (0,118), e o CV do desvio padrão foi mais elevado para Agricultura (20,943%) e mais baixo para a Formação Florestal (12,860%) (Tabela 4).

A precipitação total acumulada ao longo de 38 anos apresentou a maior média na Formação Florestal (34.546,490 mm), seguida pela Formação Savana (28.455,753 mm). Pastagens, Mosaico de Usos Agropecuários e Agricultura tiveram respectivamente as médias de 27.823,152 mm, 27.410,774 mm e 25.978,191 mm; o CV foi mais alto para Mosaico de Usos Agropecuários (16,576%) e mais baixo para a Formação Florestal (9,658%). A análise da LST média indicou que a Formação Florestal teve a menor média de temperatura (23,517 °C), enquanto Agricultura apresentou a maior (26,917 °C), sendo o CV mais alto para Formação Florestal (5,98%) e mais baixo para Agricultura (3,59%) (Tabela 4).

A variabilidade nos valores de precipitação e temperatura também destaca a influência das condições climáticas na permanência da cobertura florestal, com a Formação Florestal beneficiando-se de maiores valores de precipitação e menores valores de temperatura média. A conversão de áreas de formação florestais naturais em áreas não florestais amplifica o efeito albedo, diminui a evapotranspiração e reduz a rugosidade da superfície, elevando coletivamente a temperatura ambiente (Imran et al. 2021; Kemarau et al., 2023).

Em um estudo que utilizou dados do Landsat 5 e Landsat 8 para examinar a relação da retirada de vegetação na temperatura da superfície, ao longo de 27 anos na área de Kundasang, em Sabah, Malásia; Kemarau et al. (2023) descobriram uma redução na cobertura florestal em 76% entre 1991 e 2018, que contribuiu para um aumento notável da temperatura de 5,77 °C no mesmo período. Comportamento observado também por Imran et al. (2021) que investigaram o impacto das mudanças no uso e cobertura da terra na LST, ao longo de 17 anos na cidade de Daca, em Bangladesh; na qual as áreas de solo descoberto e construído aumentaram de 13,61% a 25,24%, devido à perda de corpos d'água e vegetação no período estudado.

Imran et al. (2021) descreveram que a temperatura de superfície terrestre (LST) média aumentou gradualmente, independentemente do tipo de cobertura do solo. Áreas construídas e solos descobertos apresentaram as maiores LSTs, enquanto regiões com vegetação em áreas mais baixas registraram as menores. Além disso, relataram que o desconforto térmico humano passou de estresse térmico moderado para intenso ao longo do período analisado, e que o NDVI teve uma correlação negativa com a LST.

A elevação média foi mais alta para a Formação Florestal (844,418 m) e mais baixa para Pastagens (615,859 m). O CV da elevação média foi maior para Formação Savana (23,014%) e menor para Formação Florestal (15,603%). Na análise da declividade, a "Formação Savana" apresentou a maior média (4,582 graus), enquanto Agricultura exibiu a menor (1,820 graus). O CV da declividade foi mais alto para Formação Florestal (168,730%) e mais baixo para Agricultura (86,677%) (Tabela 4).

Estas informações são importantes em estudos como este, que tem como foco a historicidade da vegetação, e que está dependente da classificação de outros usos não florestais. Em um estudo que usou imagens de satélite Landsat e Sentinel-2 de 1986 a 2022 para classificar a cobertura da terra em Shanxi, China, uma área com mineração e operações florestais, Yan et al. (2023) relataram como resultado que a integração efetiva de características topográficas, como elevação e declividade, pode ser mais propícia para distinguir florestas de edifícios e culturas.

Para a água disponível no solo, a Formação Florestal apresentou menores médias em todas as profundidades analisadas. Por outro lado, Pastagens e Formação Savana mostraram as maiores médias. O CV da água disponível foi mais alto para Agricultura em todas as profundidades analisadas e mais baixo para a Formação Florestal. Por fim, a densidade do solo foi menor na Formação Florestal em todas as profundidades analisadas, enquanto as Pastagens apresentaram as maiores médias. O CV da densidade do solo foi mais alto para Agricultura e mais baixo para a Formação Florestal (Tabela 4).

A análise das variáveis edáficas, como água disponível no solo e densidade do solo, também revela padrões consistentes, onde a Formação Florestal mostrou condições mais favoráveis para a manutenção da cobertura vegetal, com menores médias de densidade do solo e variabilidade na água disponível. Esses fatores são críticos para a sustentabilidade e resiliência das florestas em face das mudanças climáticas e atividades antropogênicas.

As florestas tropicais sazonalmente secas (SDTFs) são um tipo de ecossistema globalmente ameaçado que permanece em grande parte fora das áreas protegidas. Em um artigo de revisão, Pulla et al. (2015) investigaram a resiliência das SDTFs a várias perturbações. Os autores descrevem que estudos sobre os impactos de perturbações em SDTFs como intensificação do uso da terra, fragmentação de habitat, espécies invasoras ou fogo, geralmente relatam perdas de espécies. No entanto, a riqueza de espécies, a densidade de espécies ou a densidade do caule podem permanecer constantes ou até aumentar após perturbações antropogênicas leves ou moderadas, devido à remoção de espécies dominantes, aumento da disponibilidade de recursos, efeitos específicos de guilda ou aumento do vigor de rebrota.

As observações de Pulla et al. (2015) sugerem que após perturbações severas, como agricultura de corte e queima, extração madeireira, conversão para pastagem ou usos urbanos da terra, incêndios, furacões ou deslizamentos de terra, variáveis como cobertura e altura do dossel, biomassa, diversidade de espécies, densidade do caule, taxa de mortalidade, ou o índice de área foliar, devem se recuperar (ou exceder) os níveis de floresta madura (ou o local de sucessão mais antigo no estudo) na ordem de várias décadas. Em geral, a área basal e a biomassa

parecem ser as variáveis mais lentas para se recuperar, independentemente do tipo de perturbação.

A aplicação do teste de Kruskal-Wallis revelou uma estatística H de 10667,016, com um valor p associado de 0, indicando que a hipótese nula, que postula a igualdade das medianas entre os grupos, pode ser rejeitada. Esta análise sugere que há diferenças estatisticamente significativas entre as medianas das diferentes classes de uso e ocupação da terra em relação ao IP. A análise post-hoc de Dunn foi aplicada para identificar diferenças específicas entre as classes de uso e ocupação da terra com relação ao IP. Os valores p ajustados pelo método de Bonferroni são apresentados na Figura 6 a seguir:

Classe de Uso da Terra	Agricultura	1	0	0	2.2e-76	2.3e-19
	Formação Florestal	0	1	1.6e-56	0	0
	Formação Savana	0	1.6e-56	1	0	0
	Mosaico de Usos Agropecuários	2.2e-76	0	0	1	1.3e-22
	Pastagens	2.3e-19	0	0	1.3e-22	1
		Agricultura	Formação Florestal	Formação Savana	Mosaico de Usos Agropecuários	Pastagens
		Classe de Uso da Terra				

Figura 6: Resultados do Teste de Dunn para comparação do Índice de Permanência entre diferentes classes de uso da terra

Os valores p indicam que todas as comparações entre as classes de uso e ocupação da terra são estatisticamente significativas ($p < 0,05$), exceto quando comparadas consigo mesmas ($p = 1,0000$). Os resultados da análise post-hoc de Dunn confirmam que há diferenças estatisticamente significativas nas medianas IP entre todas as classes de uso e ocupação da terra analisadas (Figura 6).

Os resultados da correlação de Spearman mostraram relações significativas entre o IP e diversas variáveis ambientais. A média do NDVI ($\rho = 0,72$) e o desvio padrão do NDVI ($\rho = 0,78$) apresentaram as correlações positivas mais fortes, indicando que índices de permanência mais altos estão em áreas com maior vigor vegetativo e variabilidade temporal do NDVI (Figura 7). Essa relação é esperada, uma vez que o NDVI é um indicador de biomassa vegetal e áreas com maior biomassa tendem a ser mais sensíveis (maior variação) a alterações fenológicas em comunidade arbórea com populações florestais estacionais e decíduais, como as populações presentes na área do presente estudo (Bezerra et al., 2020; Santos et al., 2020; Souza; Silva; Loiola, 2021).

Média do NDVI	0.72	Declividade (graus)	-0.01
Desv. Pad. do NDVI	0.78	Água disponível 0-5 cm (mm/cm)	-0.16
Média do EVI	0.6	Água disponível 5-15 cm (mm/cm)	-0.21
Desv. Pad. do EVI	0.65	Água disponível 15-30 cm (mm/cm)	-0.28
Média do SAVI	0.57	Água disponível 30-60 cm (mm/cm)	-0.3
Desv. Pad. do SAVI	0.69	Água disponível 60-100 cm (mm/cm)	-0.29
Precipitação total (mm)	0.49	Densidade do solo 0-5 cm (Mg/m³)	-0.48
LST (C°)	-0.58	Densidade do solo 5-15 cm (Mg/m³)	-0.48
Elevação (m)	0.44	Densidade do solo 15-30 cm (Mg/m³)	-0.47

Figura 7: Correlações de Spearman entre o Índice de Permanência e Variáveis Ambientais e de Vegetação, em APA Chapada do Araripe, Brasil.

O EVI e o SAVI também apresentaram correlações positivas significativas, com a média do EVI ($\rho = 0,60$) mostrando uma correlação forte e o desvio padrão do EVI ($\rho = 0,65$) apresentando uma correlação ainda mais forte. A média do SAVI ($\rho = 0,57$) indicou uma correlação moderada, enquanto o desvio padrão do SAVI ($\rho = 0,69$) apresentou uma correlação forte. Esses índices, que são indicadores de vigor vegetativo, reforçam a ideia de que as áreas com maior permanência são aquelas com vegetação mais robusta e dinâmica (Figura 7).

A relação entre os índices de vegetação (NDVI, EVI e SAVI) e o IP é evidente, onde áreas com maior cobertura vegetal contínua (como a Formação Florestal) apresentaram maiores valores médios desses índices, refletindo a maior biomassa e vigor vegetativo com base em uma longa série temporal de dados. Estudos demonstraram a utilidade desses índices em diversos contextos.

Por exemplo, Vera et al., 2024 utilizaram o NDVI e o EVI para medir o reflorestamento no Santuário Histórico Florestal de Pómac, mostrando uma melhoria na cobertura vegetal ao longo de um período de 13 anos. Silva et. al (2019) avaliaram os tipos de cobertura vegetal presentes no município de Campo Belo do Sul, Brasil, utilizando dados de cinco índices de vegetação obtidos por meio de imagens de satélite; e relataram que os mapas gerados permitiram a detecção das diferentes classes de cobertura vegetal. No entanto, NDVI, EVI e SAVI tiveram bons ajustes na maioria das classes temáticas.

A precipitação total ($\rho = 0,49$) mostrou uma correlação positiva moderada com o IP, sugerindo que a permanência da cobertura florestal é maior onde há maiores volumes de precipitação ao longo do tempo. A elevação ($\rho = 0,44$) também apresentou uma correlação positiva, que de forma moderada, indica que as florestas e savanas mais permanentes se encontram em áreas de maior altitude.

A elevação e a precipitação são determinantes críticos dos tipos de vegetação em regiões semiáridas, com interações complexas que incluem os efeitos da precipitação orográfica, da exposição, e das atividades humanas. Os padrões espaciais e temporais da precipitação, bem como o gradiente de elevação, são essenciais para compreender a distribuição e a dinâmica da vegetação nos ecossistemas (Srivastava et al., 2022).

Sousa et al. (2023) avaliaram a distribuição espacial da precipitação anual, e seu impacto na dinâmica do uso e cobertura da terra na bacia do Rio Brigida, Pernambuco, Brasil; utilizando registros CHIRPS e NDVI. Os resultados de Sousa et al. (2023) indicaram que a quantidade de precipitação na bacia aumentou significativamente com a elevação, conforme o esperado. A porção norte da bacia avaliada por Sousa et al. (2023), localizada a montante, corresponde ao sudoeste da área de estudo do presente trabalho. Essa região apresentou considerável variabilidade espacial na precipitação e maior densidade de vegetação, onde, mesmo em anos secos, o dossel da Caatinga de espécies arbóreas permanece presente. Isso ressalta a importância de preservar e regulamentar o uso da terra nessas áreas, uma vez que as zonas mais altas fornecem serviços ecológicos essenciais para a região, mesmo durante períodos de seca (Sousa et al., 2023).

A LST apresentou uma correlação negativa ($\rho = -0,58$) (Figura 7). Indicando moderadamente que uma menor permanência está associada a temperaturas mais altas, possivelmente devido ao estresse térmico causado pela retirada das formações florestais e de savana. A investigação de Kemarau et al. (2023) também revelou uma forte correlação negativa entre a área florestal e a temperatura da superfície, enfatizando o papel crucial que as florestas desempenham na regulação da temperatura. Em 1991, a conversão de áreas florestais para terras

agrícolas acarretou em um aumento na temperatura, com uma mudança de aproximadamente 13,94 °C. A transformação para áreas construídas resultou em um aumento de temperatura ainda mais significativo de 25,06 °C (Kemarau et al., 2020). Este padrão persistiu e continuou em 2018, com a conversão para zonas agrícolas contribuindo para um aumento de temperatura de 1,13 °C, e para regiões construídas causando um aumento de 12,07 °C (Kemarau et al., 2020).

No entanto, Kemarau et al. (2020) ressaltam que à medida que a vegetação cresce e prospera, ocorre uma moderação da temperatura devido ao efeito moderador da cobertura vegetal. No entanto, as temperaturas nessas áreas de regeneração permanecem mais altas do que nas regiões florestais naturais originais.

A densidade do solo obteve correlação negativa moderada ($\rho \approx -0,48$) para todas as faixas de profundidade, indicando que solos menos compactados podem estar relacionados a maiores valores de IP. Resultados que chamam a atenção para uma pesquisa realizada no município de Araripina, que se encontra inserido nesta área de estudo; na qual Rezende et al. (2022) avaliaram a vegetação nativa preservada, a vegetação nativa degradada, o cultivo convencional de mandioca, e o cultivo de eucalipto. Buscaram entender o efeito dos diferentes usos agrícolas nas propriedades físicas e químicas do solo, e frações húmicas da matéria orgânica do solo em ambientes secos, visando detectar as propriedades do solo que foram mais afetadas por ações antrópicas.

Rezende et al. (2022) descobriram que a fertilidade do solo, o carbono orgânico total e as frações húmicas da matéria orgânica do solo foram menores na área de vegetação nativa degradada. Os melhores indicadores para avaliação da qualidade do solo foram a macroporosidade, a densidade do solo, a resistência do solo à penetração, a soma de bases, o P disponível, e a saturação por Al^{3+} ; sendo estas propriedades influenciadas pelo desmatamento e usos agrícolas, sugerindo que o desmatamento da vegetação nativa em ambientes secos tem alta capacidade de degradar o solo, impedindo sua regeneração.

As correlações negativas com a água disponível no solo variaram de negligenciável (0-5 cm) a uma fraca indicação que solos com menor disponibilidade de água entre 5 e 100 cm de profundidade tendem a ter menor IP (ρ variando de -0,16 a -0,30). A declividade não mostrou correlação significativa ($\rho = -0,01$) (Figura 7).

2. 4.2. AGRUPAMENTO DE VARIÁVEIS EDAFOCLIMÁTICAS PARA IDENTIFICAÇÃO DE PADRÕES

A análise de componentes principais (PCA) foi realizada para reduzir a dimensionalidade dos dados, além de identificar os componentes principais que explicam a maior parte da variabilidade nos dados. O IP e as variáveis que não obtiveram correlação significativa ou foram fraca ou menos, não foram incluídas na PCA (Figura 7). A variância explicada por cada componente principal é apresentada na Figura 8 abaixo:

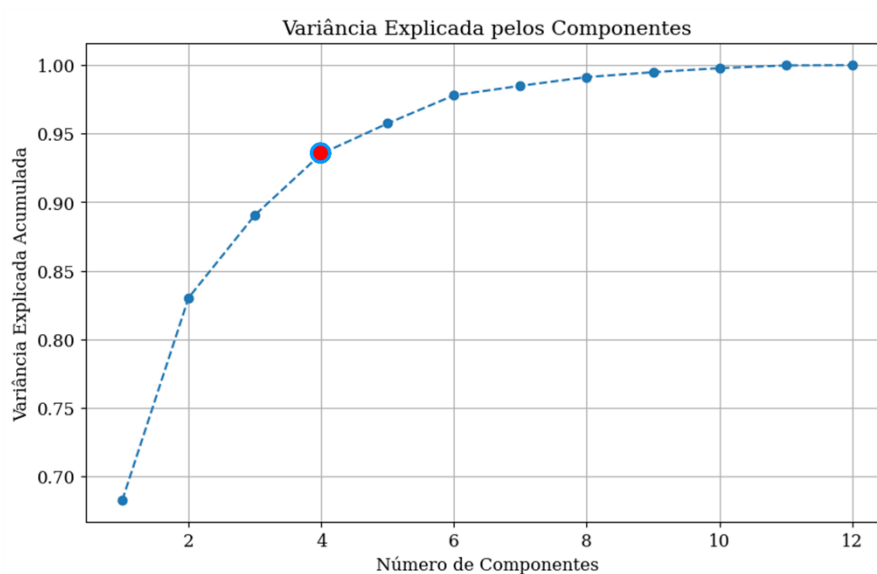


Figura 8: Variância explicada pelos Componentes Principais.

O primeiro componente principal (PC1) explica 68,24% da variância total nos dados, enquanto o segundo componente principal (PC2) adiciona 14,78%, acumulando 83,03% da variância explicada. Os componentes principais PC3 e PC4 explicam 6,034% e 4,47% da variância, respectivamente, resultando em um total de 93,53% da variância acumulada explicada pelos quatro primeiros componentes principais.

A PC1 é bastante influenciada por todas as variáveis de vigor da vegetação, com destaque para a média do EVI (0,315), a média do SAVI (0,312) e a média do NDVI (0,307) (Figura 9). Isso indica que as variáveis relacionadas ao vigor vegetativo são as que mais contribuem para a variância explicada por esse componente. A LST e a densidade do solo também mostram cargas negativas significativas (-0,297 e -0,296, respectivamente):

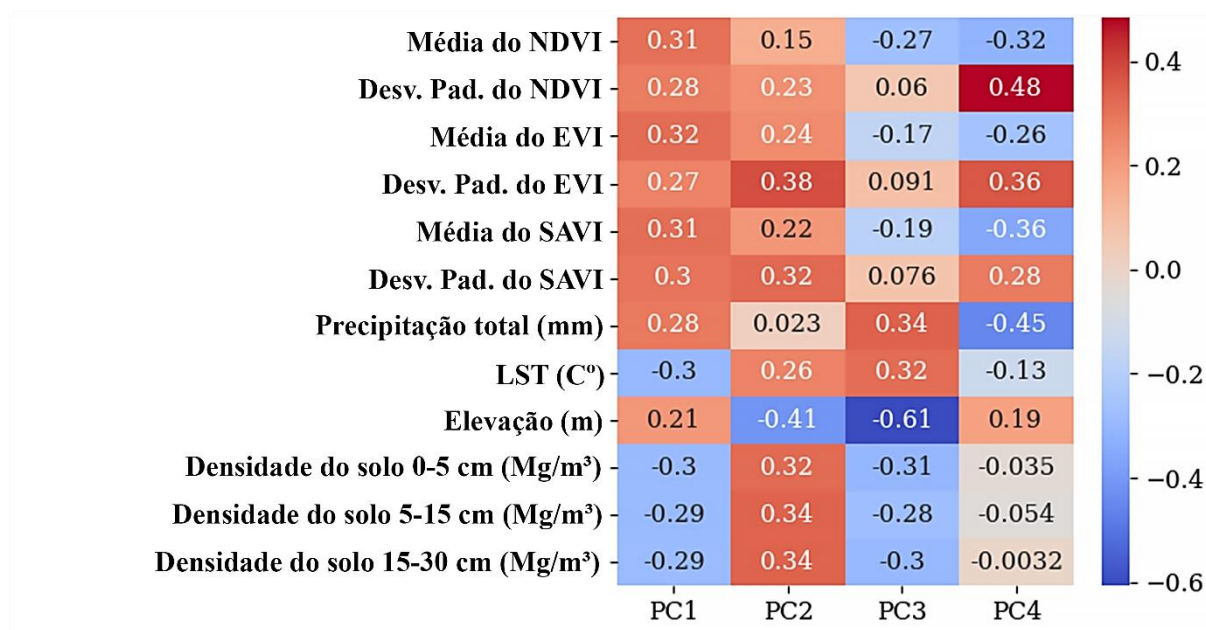


Figura 9: Cargas dos Componentes Principais para as Variáveis Ambientais e de Vegetação em APA Chapada do Araripe, Brasil.

A PC2 é influenciada principalmente pelo desvio padrão do EVI (0,380) e do SAVI (0,324), bem como pela densidade do solo nas camadas 5-15 cm (0,338) e 15-30 cm (0,335). Isso sugere que a variabilidade temporal dos índices de vegetação e a densidade do solo são fatores importantes na segunda dimensão de variância (Figura 9).

A PC3 é carregada pela elevação (-0,608), a precipitação total (0,340) e a LST (0,316). Este componente captura a variabilidade relacionada a fatores topográficos e climáticos, destacando a importância da elevação e da precipitação, bem como a influência da temperatura. A PC4 é influenciada principalmente pelo desvio padrão do NDVI (0,483), pela precipitação total (-0,451) e pela média do NDVI (-0,319). Isso indica que este componente captura a variabilidade associada à dinâmica temporal dos índices de vegetação e a precipitação (Figura 9).

Essas análises sugerem que as variáveis de vegetação (NDVI, EVI, SAVI) são as mais importantes para explicar a variância total nos dados, seguidas por fatores climáticos e edáficos.

Os resultados da correlação de Spearman entre o IP e os componentes principais da PCA destacam a importância da PC1 na explicação da variabilidade do IP (Tabela 5). A forte correlação positiva (0,693) sugere que a PC1, que é majoritariamente influenciada por variáveis de vegetação como NDVI, EVI e SAVI, está fortemente associada à permanência dos habitats florestais.

Tabela 5: Correlação entre o Índice de Permanência e os Componentes Principais, em APA Chapada do Araripe, Brasil.

Componente Principal	Correlação	Valor de p
PC1	0,693	0,000
PC2	0,114	0,000
PC3	-0,104	0,000
PC4	0,219	0,000

A PC4 também mostra uma correlação positiva significativa (0,219), indicando que este componente, influenciado pelo desvio padrão do NDVI e a precipitação, também desempenha algum papel na variabilidade do IP. Isso sugere que a variabilidade temporal da vegetação e os padrões de precipitação são importantes para a avaliação da permanência dos habitats florestais.

Por outro lado, a PC2 e a PC3 apresentam correlações mais fracas com o IP (0,114 e -0,104, respectivamente). A PC2, influenciada pela variabilidade temporal dos índices de vegetação e pela densidade do solo, e a PC3, que captura a influência da elevação, precipitação e LST, parecem ter um impacto menor na explicação da variabilidade do IP.

A análise de agrupamento utilizando o algoritmo K-means foi realizada entre o IP e os componentes principais, o que gerou quatro clusters distintos (Figura 10).

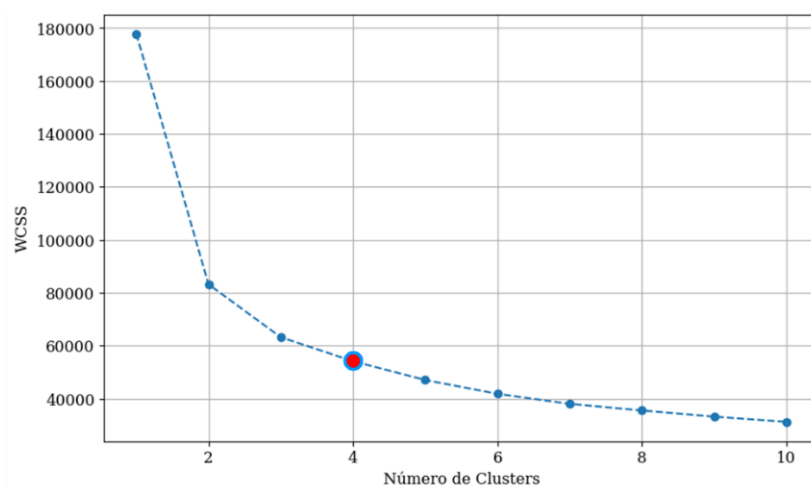


Figura 10: Gráfico da soma dos quadrados das distâncias intra-clusters (WCSS) em função do número de clusters, utilizando o método do cotovelo para determinar o número de clusters.

A comparação detalhada dos clusters 2 e 0 com o cluster 1 revela distinções marcantes, que destacam os clusters 2 e 0 como áreas de maior permanência e vigor vegetativo, enquanto o cluster 1 representa áreas de impermanência de vegetação florestal natural, provavelmente sujeitas a atividades agropecuárias intensivas. O cluster 3 parece atuar como um cluster de

transição entre os clusters 1 e os clusters 2 e 0, mostrando características intermediárias (Tabela 6) (Figuras 11, 12 e 13).

Tabela 6: Estatísticas descritivas das variáveis ambientais e de vegetação por cluster identificado. Em APA Chapada do Araripe, Brasil.

	Estat.	cluster 0	cluster 1	cluster 2	cluster 3
Índice de Permanência	Média	0,911	0,449	0,986	0,811
	CV (%)	19,462	82,041	6,699	32,963
Média do NDVI	Média	0,329	0,250	0,375	0,301
	CV (%)	9,126	12,378	7,436	9,928
Desvio Padrão do NDVI	Média	0,272	0,192	0,376	0,270
	CV (%)	16,065	19,492	24,401	19,552
Média do EVI	Média	0,202	0,156	0,249	0,196
	CV (%)	8,657	11,182	7,850	10,247
Desvio Padrão do EVI	Média	0,169	0,137	0,215	0,185
	CV (%)	11,100	15,807	11,987	13,715
Média do SAVI	Média	0,198	0,156	0,237	0,190
	CV (%)	7,915	10,841	7,000	9,742
Desvio Padrão do SAVI	Média	0,161	0,125	0,204	0,168
	CV (%)	10,959	14,993	8,030	10,709
Precipitação total (mm)	Média	33625,272	25002,462	35646,625	30299,904
	CV (%)	8,207	9,402	7,575	14,381
LST (C°)	Média	23,694	27,243	23,317	26,061
	CV (%)	3,857	3,936	6,195	4,097
Elevação (m)	Média	881,516	607,399	840,077	635,156
	CV (%)	7,415	21,181	15,289	22,816
Densidade do solo 0-5 cm (Mg/m ³)	Média	1,313	1,441	1,308	1,408
	CV (%)	2,009	2,531	2,887	2,499
Densidade do solo 5-15 cm (Mg/m ³)	Média	1,305	1,445	1,302	1,411
	CV (%)	3,033	2,724	3,738	2,513
Densidade do solo 15-30 cm (Mg/m ³)	Média	1,309	1,443	1,312	1,414
	CV (%)	2,763	2,461	3,329	2,266

O cluster 2, com um IP médio de 0,986 e um CV de 6,699%, representa as áreas mais estáveis entre os clusters. Os índices de vegetação (NDVI, EVI e SAVI) são os mais altos e baixos CVs, indicando um vigor vegetativo excepcional e pouca variabilidade temporal. A precipitação média é a mais alta (35.646,625 mm), e a temperatura da superfície (LST) é a mais baixa (23,317 °C). A elevação média é alta (840,077 m), sugerindo que essas áreas, localizadas em terrenos elevados, frequentemente apresentam maior cobertura florestal devido à menor pressão de atividades humanas (Tabela 6) (Figuras 11, 12 e 13).

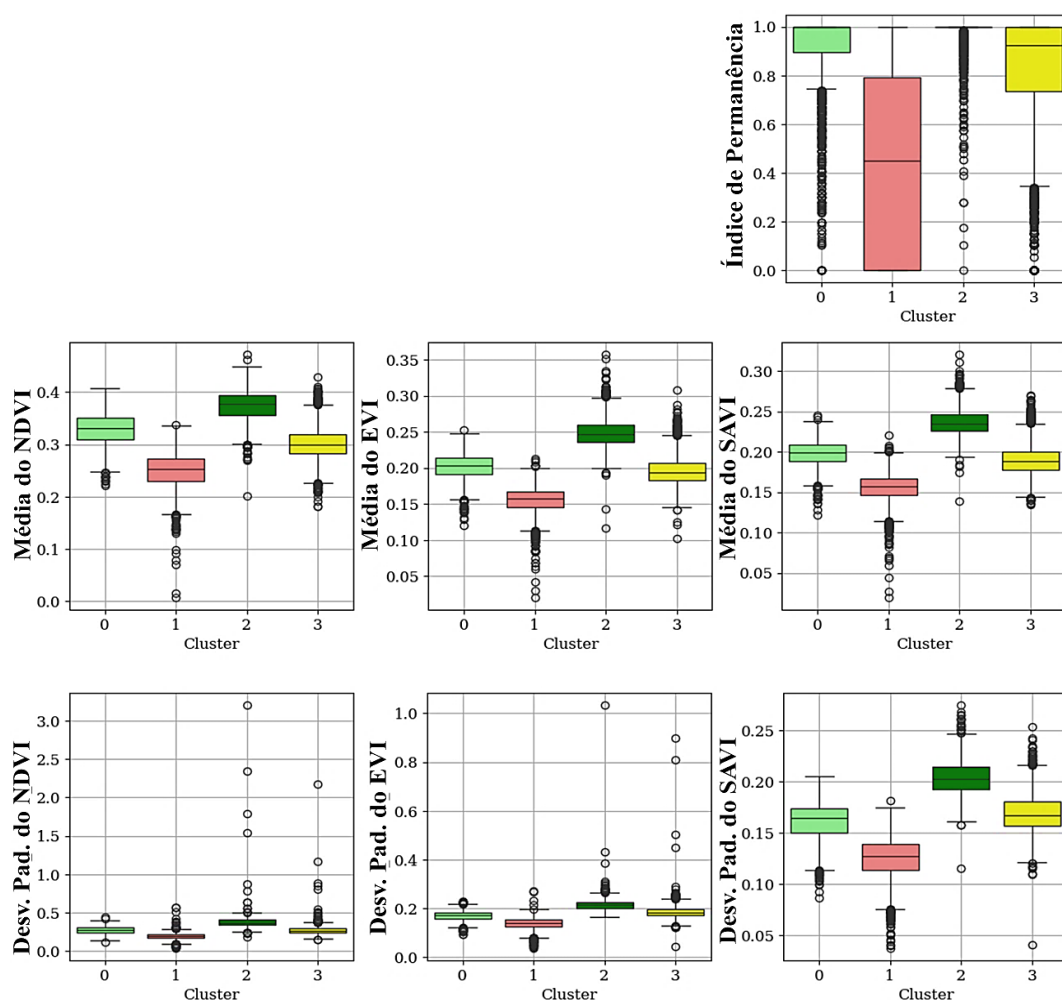


Figura 11: Boxplots do Índice de Permanência e Variáveis de Vegetação por cluster.

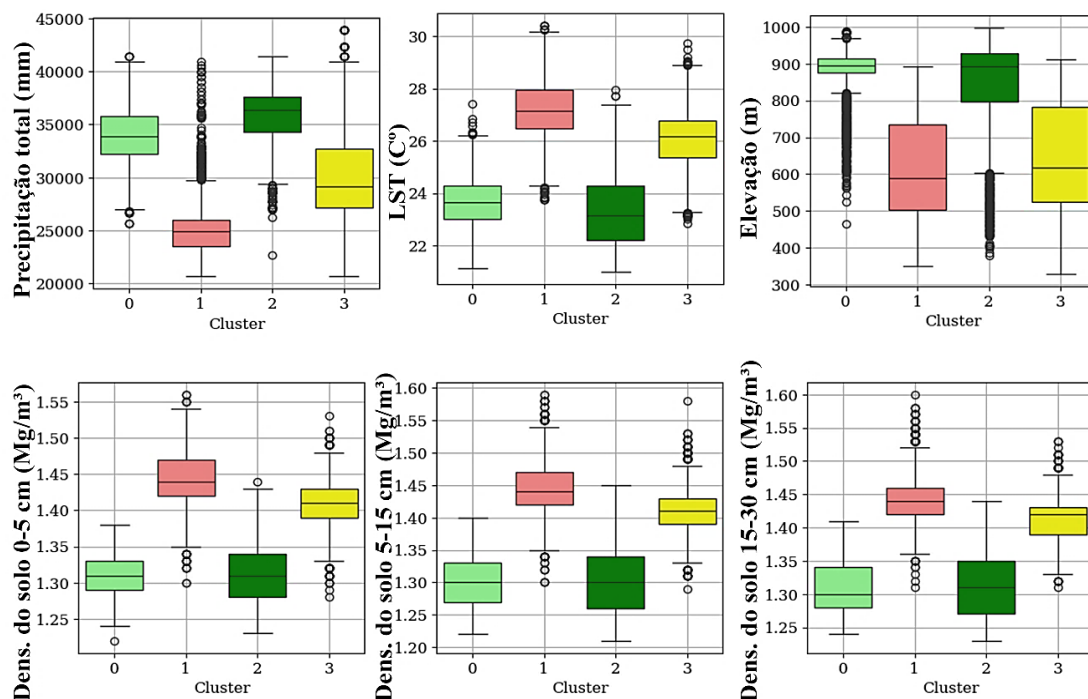


Figura 12: Boxplots das Variáveis Ambientais por cluster.

Essas características do cluster 2 são consistentes com formações florestais. As florestas tendem a ter uma alta biomassa e uma estrutura vegetal complexa, o que se reflete nos altos valores dos índices de vegetação. A baixa densidade do solo em todas as profundidades analisadas ($1,308 \text{ Mg/m}^3$ para 0-5 cm, $1,302 \text{ Mg/m}^3$ para 5-15 cm e $1,312 \text{ Mg/m}^3$ para 15-30 cm) favorece a infiltração de água e a manutenção da umidade do solo, essenciais para a saúde das plantas (Tabela 6) (Figuras 11, 12 e 13).

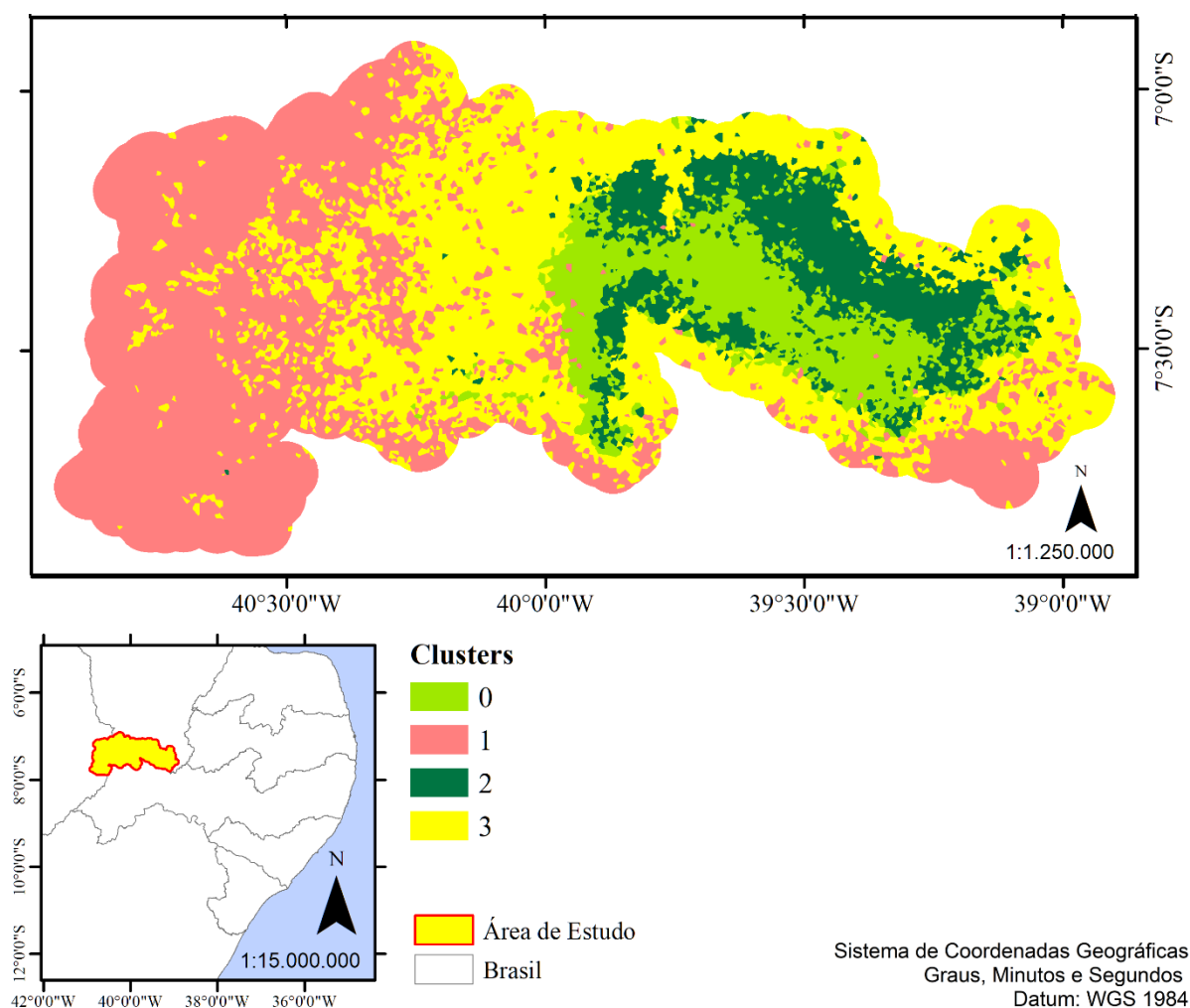


Figura 13: Mapa de visualização espacial dos Componentes Principais cluster 0, 1, 2 e 3. Em APA Chapada do Araripe, Brasil.

O cluster 0, com um IP médio de 0,911, mas com um CV de 19,378%, também representa áreas altamente permanentes de formação florestal, mas com características ligeiramente diferentes das do cluster 2. Os índices de vegetação NDVI, EVI e SAVI possuem respectivamente médias de 0,329, 0,202 e 0,198, e altos CVs de 9,126, 8,657, e 7,915. Considerando que a precipitação total média é alta (33.622,785 mm), a LST média é baixa (23,694 °C), e a elevação média é a mais alta (881,516 m), era esperada uma resposta da vegetação semelhante à do cluster 2. Mas estes diferem muito nos valores dos CVs dos índices de vegetação, que no cluster 0 possuem uma dispersão espacial maior, indicando presença de outras classes de uso da terra e uma relativa pressão antrópica (Tabela 6) (Figuras 11, 12 e 13).

A baixa densidade do solo (1,313 Mg/m³ para 0-5 cm, 1,305 Mg/m³ para 5-15 cm e 1,309 Mg/m³ para 15-30 cm) no cluster 0 é consistente com os dados edafoclimáticos descritos, são solos frequentemente mais soltos e menos compactados do que os solos em áreas agrícolas intensivas (Tabela 6) (Figuras 11, 12 e 13).

As características do cluster 0 remetem à resiliência das florestas decíduas no Sudeste Asiático, analisada por Hamilton, Penny, Hall et al. (2020). Essa resiliência parece depender da manutenção de mosaicos florestais, o que sugere uma transição reversível entre formações florestais quando os estressores são removidos. No entanto, as transições se mostraram mais permanentes quando ocorrem de floresta para savana.

O cluster 1, com o mais baixo IP médio de 0,449 e o mais alto CV de 82,041%, representa áreas instáveis, provavelmente sujeitas a atividades agropecuárias intensivas. Os índices de vegetação (NDVI, EVI e SAVI) são os mais baixos, com médias de 0,250, 0,156 e 0,156, respectivamente, e CVs relativamente altos, indicando um vigor vegetativo reduzido e maior variabilidade temporal. A precipitação média é a menor entre os clusters (25.002,642 mm), e a LST média é a mais alta (27,243 °C), sugerindo condições climáticas menos favoráveis para a vegetação. A elevação média é relativamente baixa (607,399 m), indicando áreas de planície, que são frequentemente utilizadas para agricultura e pastagem devido à facilidade de manejo do solo e acesso à água (Tabela 6) (Figuras 11, 12 e 13).

A alta densidade do solo em todas as profundidades analisadas (1,441 Mg/m³ para 0-5 cm, 1,445 Mg/m³ para 5-15 cm e 1,443 Mg/m³ para 15-30 cm) indica solos compactados, resultado de práticas agrícolas que reduzem a porosidade do solo e a infiltração de água, afetando negativamente a saúde das plantas no cluster 1. Essas características são consistentes com áreas de uso intensivo para cultivo e pastagem, onde a rotação de culturas e a pressão do pastoreio resultam em baixa permanência da vegetação natural (Tabela 6) (Figuras 11, 12 e 13).

É importante ter em mente que, assim como o índice quantifica positivamente a recência em uma sequência longa de regeneração de vegetação nativa, de forma inversa, quantifica áreas que não foram classificadas como florestas recentemente em longas sequências, e sim classificadas em outros usos não florestais. Fato que levanta um alerta, pois é sabido que a intensificação do uso da terra e a conversão de florestas em terras agrícolas podem levar à degradação do solo, incluindo erosão e diminuição da fertilidade (Galindo et al., 2022; El Mazi et al., 2022).

Em alguns casos, como na Espanha Mediterrânea semiárida, e uma parte quente e úmida do Condado de Changting, na China, a degradação pode ser irreversível sem intervenção humana (Gao et al., 2011). A retirada de vegetação nativa pode levar a mudanças severas nas propriedades do solo, impedindo a regeneração natural e necessitando de restauração artificial (Celentano et al., 2016; Gao et al., 2011). Portanto, é crucial desenvolver estratégias de manejo da terra que equilibrem a produção agrícola com a conservação dos serviços ecossistêmicos. O

aumento da cobertura vegetal e a otimização do arranjo de espécies arbóreas podem mitigar esses impactos sobre o solo (Cao et al., 2023).

O cluster 3, com um IP médio de 0,811 e um CV de 32,963%, atua como um cluster de transição entre os clusters 1 e os clusters 2 e 0. Os índices de vegetação (NDVI, EVI e SAVI) têm médias intermediárias de 0,301, 0,196 e 0,190, respectivamente, com CVs moderados, indicando um vigor vegetativo moderado e variabilidade temporal características de formações de savana. A precipitação média é relativamente alta (30.299,904 mm), e a LST média é de 26,061°C, sugerindo que condições climáticas são mais favoráveis do que as observadas no cluster 1, mas não tão ideais quanto as dos clusters 2 e 0. A elevação média é de 635,763 m, intermediária entre os clusters, sugerindo uma localização em áreas de colina e planalto (Tabela 6) (Figuras 11, 12 e 13).

A densidade do solo (1,408 Mg/m³ para 0-5 cm, 1,411 Mg/m³ para 5-15 cm e 1,414 Mg/m³ para 15-30 cm) é alta no cluster 3, refletindo uma compactação maior do que nos clusters 2 e 0, mas menor do que no cluster 1. Este cluster de transição é composto por vegetação de savana mais permanente, em conjunto com áreas de uso intensivo para agricultura e pastagem. As características intermediárias indicam que essas áreas podem estar passando por processos de regeneração e/ou degradação, dependendo das práticas de manejo e das pressões ambientais (Tabela 6; Figuras 11, 12 e 13).

A resiliência e recuperação de áreas degradadas em savanas e outras formações florestais variam devido às diferenças na dinâmica dos ecossistemas e capacidades adaptativas. Buisson et al. (2018) relatam que savanas estão adaptadas a perturbações frequentes, como fogo e herbivoria, e suas comunidades vegetais são resilientes a essas perturbações endógenas; no entanto, elas são altamente vulneráveis a perturbações exógenas, como a destruição do solo, que podem impedir severamente os esforços de restauração.

Hamilton, Penny, Hall et al. (2020) discutem que as florestas tropicais decíduas, embora altamente vulneráveis à fragmentação, exibem um padrão de resiliência diferente. Elas podem manter a estabilidade florestal através da presença de táxons de floresta secundária de rápida regeneração e táxons decisivos de floresta decídua dipterocárpica, que são cruciais quando as paisagens estão sujeitas a perturbações moderadas.

A recuperação de savanas e florestas decíduas da fragmentação pode ser facilitada pela conexão de fragmentos florestais para melhorar o habitat e o movimento da vida selvagem, segundo Goparaju, Ahmad e Sinha (2019). No entanto, como destacam Stan, Azofeifa e Hamann (2024), a avaliação global de florestas secas tropicais indica altos níveis de degradação

e baixa conservação, com uma pequena porcentagem de florestas restantes localizadas em áreas de alta elevação e protegidas, o que poderia dificultar a sua recuperação.

A análise detalhada dos clusters em uma plotagem pareada dos componentes principais na Figura 14 revela a importância das variáveis de vegetação, variáveis climáticas e edáficas na determinação da estabilidade dos habitats. Sendo possível observar grupos bem definidos na relação entre a CP1, que explica a maior parte da variação, e as PC2, PC3 e PC4.

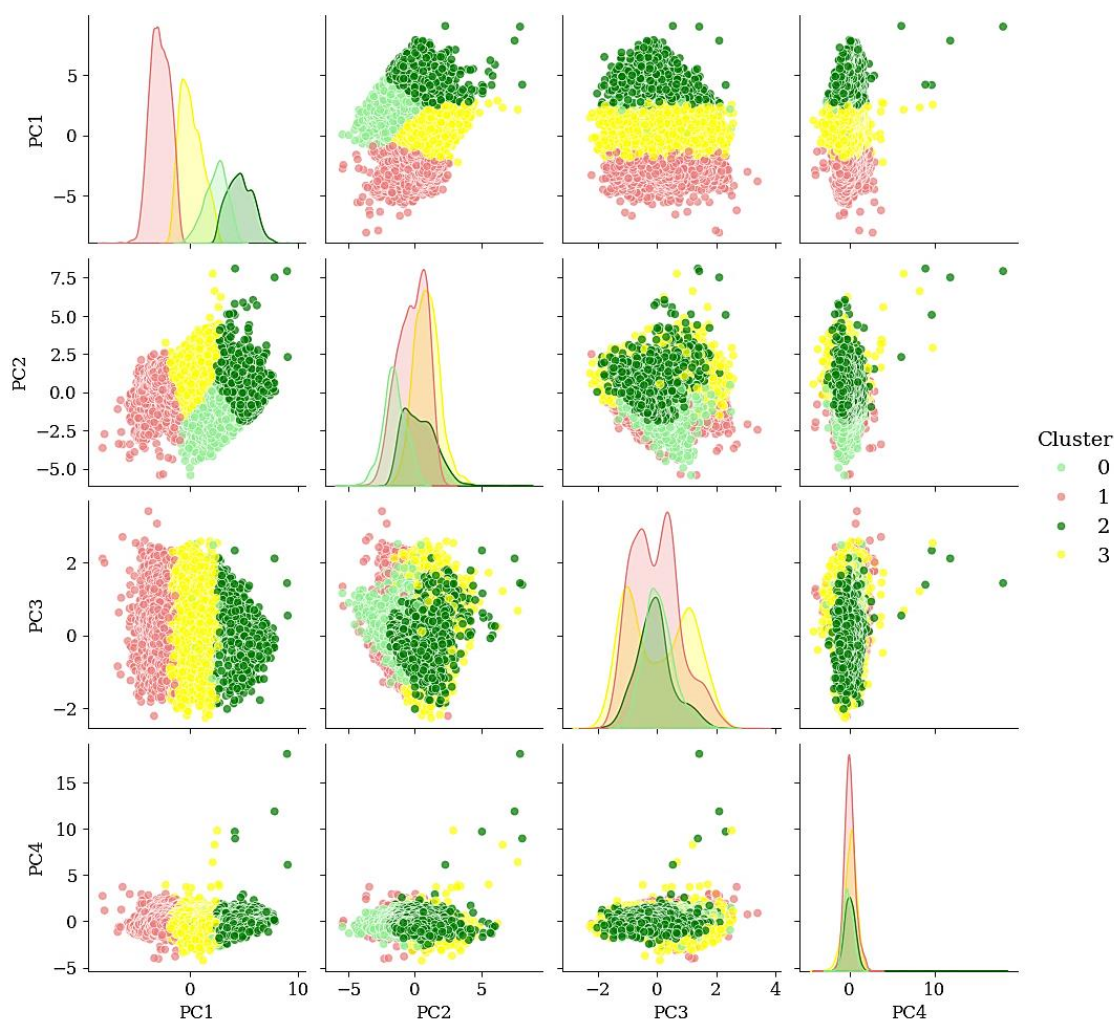


Figura 14: Plotagem pareada dos Componentes Principais (PC1, PC2, PC3 e PC4) coloridos pelos clusters 0, 1, 2 e 3.

Em um artigo que investiga a formação e dinâmica de áreas úmidas (AUs) na Chapada do Araripe, utilizando sensoriamento remoto e dados de campo, Silva, Souza e Guerra (2024) relatam que estas áreas enfrentam diferentes estados de conservação, influenciados principalmente pelo uso da terra, sendo possível traçar paralelos entre os achados dos autores e as características descritas dos clusters no presente trabalho.

De acordo com Silva, Souza e Guerra (2024), a AU localizada em Exu/PE (Cluster 3) apresenta grandes áreas destinadas à agricultura e pecuária, com destaque para o plantio de capim, cana-de-açúcar e árvores frutíferas, além da criação de gado. A AU localizada em Salitre/CE (Cluster 1) apresenta um estado de conservação intenso de degradação, na qual a área é utilizada de forma intensiva para agricultura e pecuária, com grandes trechos descampados e apenas escassos fragmentos de vegetação nativa restantes. Essa atividade agrícola intensiva causa mudanças significativas na dinâmica das AUs, incluindo alterações no regime hídrico (Silva; Souza; Guerra, 2024).

Em Bodocó/PE (Cluster 3), a água da AU é utilizada para o plantio de bananeiras, abastecimento da comunidade local e até mesmo para residências na área urbana em períodos de escassez hídrica. O uso excessivo da água, juntamente com a prática de drenagem em valas para facilitar o manejo do solo, contribui para o desmatamento e a degradação da área. A AU em Santana do Cariri/CE (Cluster 2) apresenta áreas com maior cobertura vegetal, especialmente próximas aos riachos, e por ser uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), possui menor impacto da agricultura e pecuária, o que contribui para a preservação da AU.

3. 4.3. DIFERENTES ZONAS EDAFOCLIMÁTICAS COMO DIFERENTES PAISAGENS

A análise das métricas relacionadas às classes de uso e ocupação da paisagem e as características das manchas nas diferentes zonas revelaram padrões distintos, que influenciam as estratégias de manejo e conservação na região. Cada cluster representa uma paisagem única, com características distintas de configuração e composição.

O cluster 2 possui a menor área total (178.638,93 ha), apresenta a menor densidade de manchas (5,29/100 ha), com tamanhos médios maiores (18,92 ha) e menor diversidade (0,72) (Tabela 7), indicando assim uma paisagem menos fragmentada.

Tabela 7: Resultados da análise das métricas das paisagens por zona de cluster, em APA Chapada do Araripe, Brasil.

Cluster	0	1	2	3
Área Total (ha)	185.048,10	594.920,61	178.638,93	540.200,25
Densidade de Manchas (manchas/100ha)	7,63	9,73	5,29	8,77
Tamanho Médio da Mancha (ha)	13,11	10,27	18,92	11,41

Diversidade Shannon 1,04 1,21 0,72 1,07

A Formação Florestal domina a área total do cluster 2 com 77,27% de ocupação, uma densidade de 0,91 manchas por 100 ha, de tamanho médio de 84,95 ha, e uma mancha que representa 45,28% da área total dessa classe. A Formação Savana ocupa 16,33%, com uma densidade de manchas de 1,86/100 ha, um tamanho médio da mancha de 8,78, e um índice da maior mancha de 0,57% (Figura 15). Esses resultados sustentam o que vem sendo discutido sobre o cluster 2 ser caracterizado por manchas maiores e menos fragmentadas.

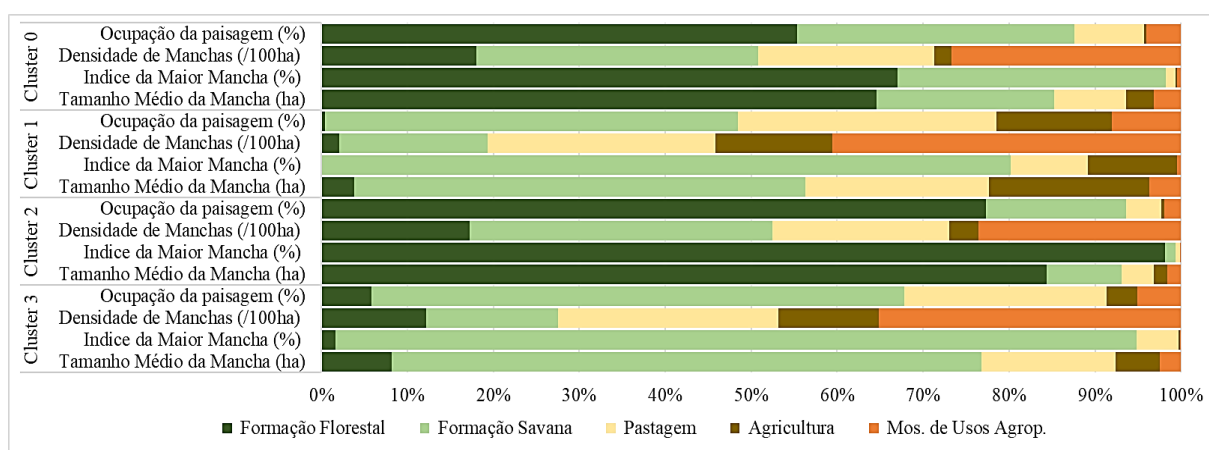


Figura 15: Resultados da análise das métricas das paisagens por classe de uso da terra, em APA Chapada do Araripe, Brasil.

O cluster 0, com uma área total de 185.048,10 ha, apresenta uma paisagem moderadamente fragmentada, refletida por uma densidade de 7,63/100 ha e uma diversidade de 1,04, valores altos para as características edafoclimáticas do cluster 0, que são semelhantes aos do cluster 2 (Figura 16). A Formação Florestal ocupa 55,31% da paisagem, com densidade de manchas de 1,37/100 ha e tamanho médio de 40,30 ha, tendo o índice da maior mancha sido de 19,71%. A Formação Savana ocupa 32,26% da área do cluster 0, com densidade de manchas de 2,50/100 ha de tamanho médio igual a 12,88 ha, e o índice da maior mancha de 9,19%. O mosaico de usos agropecuários, pastagem e agricultura apresentam ocupações menores e índices de densidade de manchas mais baixos, sugerindo uma dispersão acentuada dessas classes, que indicam um processo inicial da fragmentação da matriz de Formação Florestal (Tabela 7) (Figura 15).

Liu et al. (2023), escolheram o Planalto Qinghai, Tibet como área de estudo, e mapearam os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) em 2010, 2015 e 2020, usando métricas da paisagem e proxies de serviços ecossistêmicos (SEs) para descrever as características das reservas naturais nacionais. Os resultados mostraram que, para as métricas

da paisagem, o índice da maior mancha teve um efeito positivo significativo em parte dos indicadores de ODS. Este estudo destacou que os SEs e as métricas da paisagem podem quantificar bem a contribuição das áreas protegidas para os ODS, o que pode fornecer implicações essenciais para a gestão de áreas protegidas e desenvolvimento sustentável regional (Liu et al., 2023).

O cluster 1, com uma área total de 594.920,61 ha, apresenta a maior densidade de manchas, com 9,73/100 ha, sugerindo uma paisagem altamente fragmentada. A Formação Savana domina com 48,07% da paisagem, com uma densidade de manchas de 1,68 /100 ha, de tamanho médio igual a 28,64 ha e um índice da maior mancha de 20,13%. A pastagem ocupa 29,99%, com uma densidade de manchas de 2,58 n/100 ha, tamanho médio da mancha de 11,64 ha, e um índice da maior mancha de 2,27%. A agricultura ocupa 13,47%, com uma densidade de manchas de 1,33/100 ha e um índice da maior mancha de 2,61%. A diversidade de Shannon de 1,21 mostra a mais alta diversidade de usos da terra entre os clusters (Tabela 7) (Figura 15).

Com uma área total de 540.200,25 ha, o cluster 3 apresenta uma densidade de manchas de 8,77/100 ha. É dominado pela savana, que ocupa 61,97% da paisagem, com uma densidade de manchas de 1,34/100 ha, tamanho médio da mancha de 46,09 ha, e um índice da maior mancha de 23,52%. A pastagem ocupa 23,55%, com uma densidade de manchas de 2,25/100 ha, um tamanho médio da mancha de 10,48 ha, e um índice da maior mancha de 1,23%. A formação florestal ocupa 5,86%. A agricultura e o mosaico de usos agropecuários ocupam 3,55% e 5,07%, respectivamente (Tabela 7) (Figura 15). Esses resultados corroboram com os resultados das seções anteriores, de que o cluster 3 funciona como uma área de transição, com características intermediárias entre os clusters 0, 1 e 2, apresentando uma mistura de manchas de tamanhos variados.

A análise integrada das métricas de paisagem revela diferenças claras na configuração, composição, e nas características das manchas entre os diferentes clusters da paisagem. O estudo de Peng, Wang e Bai (2020) analisa a influência dos padrões da paisagem na temperatura regional em cinco zonas climáticas do sul montanhoso da China, utilizando 360 métricas da paisagem em cinco escalas espaciais. Os resultados mostram que elementos como pastagens, edifícios e terras agrícolas aumentam a temperatura, enquanto florestas, matagais, terras agrícolas úmidas e áreas de água têm efeito de resfriamento. Os efeitos dos padrões da paisagem na temperatura variam conforme a escala e a zona climática. A transpiração da vegetação, influenciada por espécies dominantes, contribui para esses impactos (Peng; Wang; Bai, 2020).

Liu et al. (2024) analisam as mudanças nos padrões da paisagem no Planalto Tibetano de 2030 a 2050, integrando métricas da paisagem com dados climáticos e topográficos. O

estudo conclui que a elevação altera os tipos de vegetação e distribuições de manchas, com regiões de baixa altitude apresentando áreas urbanas e agrícolas concentradas e regiões de alta altitude mostrando vegetação uniforme, mas dispersa. Nas altitudes médias, as pastagens exibem manchas contíguas, resultando em altos índices de agregação e valores médios do índice de maior mancha. Liu et al., (2024) relatam que, a precipitação ainda impacta a riqueza de tipos de vegetação e a densidade de manchas, enquanto a temperatura influencia os índices de agregação, maior mancha e divisão. Temperaturas ótimas melhoram a agregação e a maior mancha, mas temperaturas excessivamente altas têm efeitos opostos.

A análise do contraste médio entre os clusters de paisagem revelou uma notável variação nos níveis de heterogeneidade da paisagem. O cluster 2 apresentou o menor contraste médio (12,87%), indicando uma maior homogeneidade na paisagem, com elementos visuais e estruturais mais similares entre si. O cluster 0 apresentou um contraste médio de 14,77%, indicando uma paisagem semelhante ao cluster 2. Por outro lado, o cluster 1 e o cluster 3 exibiram os maiores contrastes médios (30,28% e 32,22%, respectivamente), sugerindo paisagens mais heterogêneas, com maior diversidade de elementos e maior variação nas características visuais e estruturais. (Figura 16).

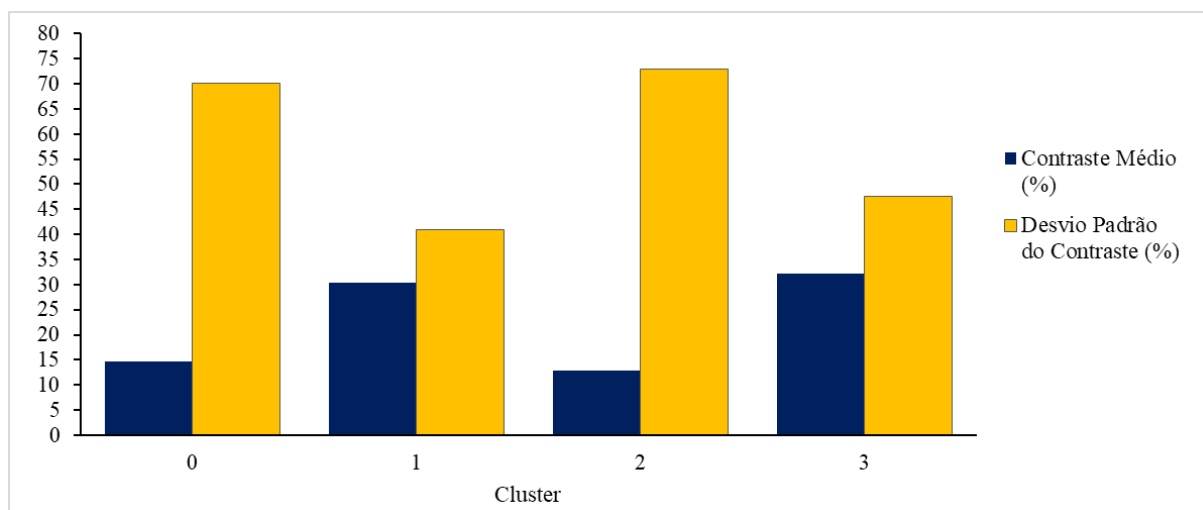


Figura 16: Resultados da análise das métricas de contraste por cluster, em APA Chapada do Araripe, Brasil.

Ao observar somente os valores de contraste médio nos cluster 0 e 2, percebe-se uma homogeneidade em questão de permanência de habitats entre as orlas dos fragmentos; porém, os desvios padrão do contraste, se mostraram com valores altos não esperados, com os clusters 0 e 2 e apresentando respectivamente 70,18% e 72,91% (Figura 16). Estes valores mostram que nos cluster 0 e 2, classes de alta permanência, estão sendo pressionadas por classes que, em

média, têm históricos de baixa permanência de habitats florestais. O baixo contraste contribui ao indicar que ainda existe uma alta resiliência dessas classes nestes clusters.

Um estudo realizado por Lipoma et al. (2021) na floresta seca do Chaco Argentino, focou na resiliência da vegetação após a exclusão do uso da terra. Os pesquisadores descobriram que, após 5 anos de exclusão do uso da terra, a composição florística não mostrou resiliência, independentemente da intensidade do uso da terra anterior. Somente a cobertura de gramíneas na floresta secundária (área com extração leve de madeira e baixa taxa de pastagem) mostrou resiliência positiva, indicando uma trajetória de recuperação em direção à floresta primária (área de referência).

Lipoma et al. (2021) discutem que essa resiliência positiva na cobertura de gramíneas foi atribuída à redução da cobertura de gramíneas na parcela cercada da floresta secundária, possivelmente devido ao aumento generalizado na cobertura de espécies lenhosas, o que diminui a disponibilidade de luz no sub-bosque. Os autores argumentam que a falta de resiliência observada na composição florística pode ser atribuída aos impactos do uso da terra nas "fontes de resiliência" do ecossistema, como a disponibilidade de sementes e o recrutamento de novas plantas.

Em contraste com Lipoma et al. (2021), Yao et al. (2022) investigaram a resiliência dos ecossistemas às secas nas terras áridas da China, com foco na relação entre a intensidade da seca e o tempo de recuperação. Os autores descobriram que a resiliência do ecossistema à seca aumentou das regiões áridas para as regiões sub-úmidas. Essa descoberta foi atribuída à capacidade dos ecossistemas em regiões mais úmidas de se recuperarem mais rapidamente dos impactos da seca, possivelmente devido ao efeito amortecedor da alta umidade do solo.

O estudo de Yao et al. (2022) também descobriu que as pastagens exibiam uma recuperação mais rápida devido ao seu ciclo de vida mais curto e às estratégias de regeneração. Os autores também destacaram o papel da "memória da seca" no aumento da resiliência do ecossistema, sugerindo que a exposição frequente à seca pode levar a adaptações que permitem que os ecossistemas se recuperem mais rapidamente de eventos subsequentes de seca.

Sintetizando os principais valores de contraste médio por classe de uso da terra entre os clusters, é evidente que a Pastagem e a Formação Savana são as classes de uso da terra que frequentemente apresentam os maiores contrastes médios entre os clusters.

No Cluster 0, a Pastagem teve um contraste médio de 37,49%, o mais alto entre as classes dentro desse cluster, seguida pela Agricultura com 28,80% e o Mosaico de Usos Agropecuários com 29,67%; a Formação Florestal e a Formação Savana tiveram contrastes médios menores, 10,12% e 13,18%, respectivamente (Figura 17). No Cluster 2, a Pastagem

novamente apresentou um contraste médio alto de 37,98%, seguida pela Agricultura com 37,42% e o Mosaico de Usos Agropecuários com 30,16%; Formação Florestal e a Formação Savana mostraram contrastes médios menores, 11,71% e 12,55%, respectivamente (Figura 17).

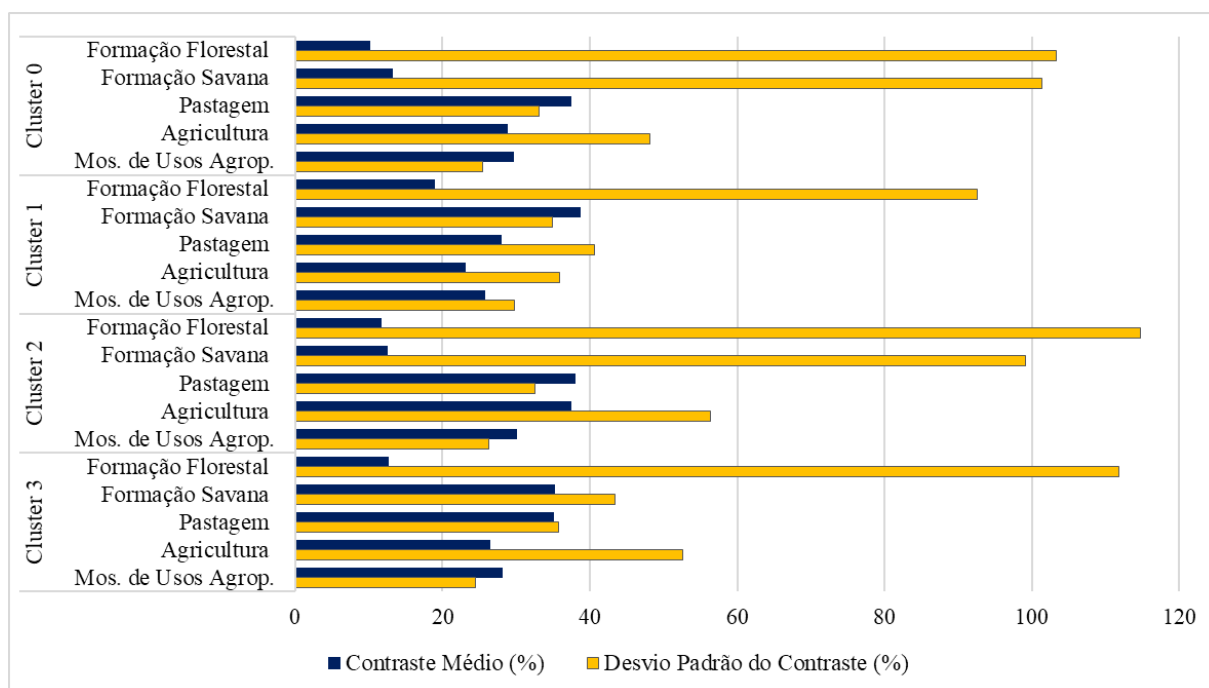


Figura 17: Resultados da análise das métricas de contraste por classe de uso da terra, em APA Chapada do Araripe, Brasil.

No Cluster 1, a Formação Savana destacou-se com um contraste médio de 38,73%, o mais elevado do cluster, enquanto a Pastagem apresentou 28,01%, e a Agricultura 23,19%; a Formação Florestal, com 18,95%, teve um contraste médio mais modesto, mas ainda significativo (Figura 17). No Cluster 3, a Formação Savana teve um contraste médio de 35,26%, o mais alto do cluster, seguida de perto pela Pastagem com 35,12%; a Agricultura apresentou um contraste médio de 26,47%, enquanto a Formação Florestal teve 12,71% (Figura 17).

A Pastagem e a Formação Savana tendem a ter uma maior variabilidade espacial, possivelmente devido a diferentes práticas de manejo e condições ambientais dentro dos clusters analisados. Além disso, os valores mais baixos de contraste médio para a Formação Florestal em todos os clusters sugerem uma relativa uniformidade nessa classe, potencialmente devido à sua natureza mais estável e menos sujeita a mudanças abruptas.

Em relação aos principais valores de desvio padrão do contraste, a Formação Florestal destacou-se com os maiores desvios padrões em todos os clusters.

No Cluster 0, a Formação Florestal apresentou um desvio padrão de 103,27%, enquanto a Formação Savana teve um desvio padrão de 101,32%, ambos indicando uma grande

variabilidade interna; A Pastagem, com um desvio padrão de 33,11%, e o Mosaico de Usos Agropecuários, com 25,43%, mostraram uma menor variabilidade em comparação (Figura 17). No Cluster 2, a Formação Florestal apresentou o maior desvio padrão de 114,69%, enquanto a Formação Savana teve 99,18%; a Pastagem, com 32,49%, e o Mosaico de Usos Agropecuários, com 26,30%, continuaram a mostrar menor variabilidade (Figura 17).

No Cluster 1, a Formação Florestal novamente teve um desvio padrão elevado de 92,58%, enquanto a Formação Savana apresentou 34,84%; a Agricultura e o Mosaico de Usos Agropecuários, com desvios padrões de 35,88% e 29,72%, respectivamente, indicaram menor variabilidade (Figura 17). No Cluster 3, a Formação Florestal teve um desvio padrão de 111,82%, enquanto a Formação Savana apresentou 43,43%, a Pastagem 35,71%, e a Agricultura 52,66%; os menores desvios padrões foram consistentemente observados no Mosaico de Usos Agropecuários, variando de 24,39% a 29,72%, sugerindo uma maior homogeneidade dentro desta classe (Figura 17).

Esses resultados destacam a complexidade e a variabilidade das classes de uso da terra analisadas, especialmente na Formação Florestal e Formação Savana. A elevada variabilidade dentro da Formação Florestal pode ser atribuída à diversidade de tipos de florestas e às diferentes fases de regeneração ou degradação, que podem ocorrer dentro dos clusters.

A pesquisa de Benício et al. (2023) sobre um fragmento de Mata Atlântica na Chapada do Araripe (Ceará, Brasil) oferece um exemplo concreto das consequências dessa conversão. O estudo demonstra a "acentuada intromissão de espécies dos ecossistemas secos circundantes" na mata úmida, indicando a influência da conversão de áreas florestais adjacentes em áreas de savana. Essa mudança na paisagem, observada no estudo, corrobora com a Teoria dos Refúgios, que explica como as mudanças climáticas do passado, combinadas com ações antrópicas mais recentes, moldaram a distribuição atual dos biomas e da biodiversidade.

A predominância de espécies de savana relatada por Benício et al. (2023), como *Brosimum gaudichaudii* (a espécie com maior Índice de Valor de Importância), sugere uma mudança na composição da flora, provavelmente impulsionada pela expansão de áreas agrícolas e de savana. A análise fitossociológica mostrou uma alta densidade de indivíduos em classes diamétricas menores, sugerindo um histórico de exploração e regeneração contínua. Este padrão é comum em áreas que passaram por desmatamento e subsequente regeneração, refletindo um estágio de sucessão ecológica secundária (Benício et al., 2023).

Ao observar somente os valores de contraste médio de orlas para as formações florestal e savana nos cluster 0 e 2, pode-se concluir que, para estas classes, o contraste mostra uma homogeneidade entre as orlas dos fragmentos (Figura 17). Isso é algo lógico, pois nestes

clusters, essas classes juntas formam a matriz, com grandes manchas e ocupação. Entretanto, nos desvios padrão do contraste, percebe-se valores altos não esperados (Figura 17).

A interpretação desses dados está intimamente relacionada às médias do IP nas diferentes classes de uso e ocupação da terra. No cluster 2, por exemplo, apenas 6,40% da área de estudo é ocupada por atividades agropecuárias. No entanto, essa porcentagem, juntamente com os altos valores do desvio padrão dos contrastes, indica que existem pequenos fragmentos de atividade agropecuária, que, em média, possuem um histórico de baixa permanência de habitats florestais e estão surgindo na matriz de Formação Florestal e Savana, que, em contraste, possuem alta permanência de habitats florestais.

22. 5. CONCLUSÃO

O desenvolvimento e a aplicação do Índice de Permanência, conforme proposto neste estudo, demonstraram ser uma abordagem robusta e eficaz para quantificar a permanência de habitats florestais ao longo do tempo, utilizando séries temporais de dados de uso e cobertura da terra. Este índice proporcionou uma ferramenta valiosa para avaliar a permanência de diferentes tipos de cobertura vegetal, permitindo uma visualização clara e detalhada da dinâmica temporal dos habitats florestais em uma área de estudo específica.

A análise das variáveis ambientais revelou insights profundos sobre os fatores que influenciam a permanência dos habitats florestais. Por exemplo, variáveis de vegetação, como NDVI, EVI e SAVI, mostraram-se altamente correlacionadas com o Índice de Permanência, indicando que áreas com maior vigor vegetativo tendem a apresentar maior permanência ao longo do tempo. As variáveis climáticas, como a precipitação total e a temperatura da superfície, também desempenharam um papel crucial na determinação da permanência, com áreas de maior precipitação e menores temperaturas mostrando-se mais persistentes. Além disso, fatores topográficos e edáficos, como elevação e densidade do solo, influenciaram significativamente a permanência dos habitats, com áreas em altitudes mais elevadas e solos menos compactados apresentando maior permanência.

A aplicação do algoritmo K-means para agrupar os dados em clusters distintos revelou padrões claros de permanência dos habitats florestais. As formações florestais apresentaram os maiores índices de permanência, destacando-se como as áreas mais permanentes, com alta cobertura vegetativa, elevadas taxas de precipitação e condições climáticas favoráveis. As savanas também mostraram alta permanência, embora com características ligeiramente

diferentes, incluindo elevações mais elevadas e menor densidade do solo, refletindo sua capacidade de resistir a perturbações naturais, como fogo e pastagem.

Diferentemente, as áreas de atividades agropecuárias exibiram os menores índices de permanência, evidenciando a impermanência decorrente das práticas de uso intensivo do solo, como cultivo e pastagem. Essas áreas apresentaram menor vigor vegetativo, menores taxas de precipitação e temperaturas mais altas, além de solos mais compactados, fatores que juntos contribuíram para a baixa permanência observada.

A Formação Florestal descrita apresenta manchas maiores e menos fragmentadas, estando sob estresse devido ao avanço de atividades antrópicas. A Formação Savana, por sua vez, mostra uma alta ocupação da paisagem em geral, com grandes manchas, mas com maior variabilidade. As áreas de agricultura e mosaicos de usos agropecuários têm manchas menores e mais distantes, com uma maior variabilidade, o que indica maior fragmentação e heterogeneidade. A pastagem apresenta uma ocupação intermediária, com características de manchas variáveis entre as diferentes zonas.

A Pastagem e a Formação Savana, possuem altos contrastes médios e desvios padrões moderados, que indicam áreas de intensa variabilidade espacial, refletindo que essas classes dividem as orlas com outras classes e entre si, mas em geral, entre classes médias de permanência próximas. A Agricultura, com altos contrastes médios e desvios padrões elevados, sugere uma considerável variabilidade espacial, talvez devido a diferentes técnicas e variações no tipo de cultivo. Por outro lado, a Formação Florestal, com baixos contrastes médios, mas altos desvios padrões, indicam uma pressão inicial de fragmentação por classes de uso de baixa permanência habitats florestais.

A análise estatística, incluindo correlações de Spearman e Análise de Componentes Principais (PCA), reforçou a importância das variáveis climáticas e de vegetação na determinação da permanência dos habitats florestais. A PCA destacou a influência predominante das variáveis vegetativas na explicação da variância total, indicando que a saúde e a robustez da vegetação são fundamentais para a permanência dos habitats ao longo do tempo.

Os resultados fornecem subsídios valiosos para a formulação de políticas de manejo e conservação. A identificação de áreas prioritárias para conservação, baseada na análise da permanência dos habitats florestais permite direcionar esforços e recursos para regiões que apresentam maior necessidade de intervenção.

Práticas de manejo diferenciadas podem ser sugeridas para promover a regeneração e a conservação dos ecossistemas florestais, considerando as especificidades de cada tipo de cobertura vegetal e uso do solo. Por exemplo, áreas com alta permanência, podem ser mantidas

com práticas de conservação passiva, enquanto áreas de baixa permanência podem necessitar de intervenções mais ativas, como reflorestamento e manejo adaptativo, com o objetivo de mitigar os impactos das atividades humanas e promover a regeneração natural.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - Brasil (CNPq) - por meio do Programa de Doutorado em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE.

23. 6. REFERÊNCIAS

ADAMS, H.; MCGUIRE, L. P. Island biogeography theory and the urban landscape: stopover site selection by the silver-haired bat (*Lasionycteris noctivagans*). **Canadian Journal of Zoology**, v. 100, n. 4, p. 243-250, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjz-2021-0214>

ANJOS, L. J. S.; TOLEDO, P. M. DE. Measuring resilience and assessing vulnerability of terrestrial ecosystems to climate change in South America. **Plos One** v. 13, n. 3, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194654>

BENÍCIO, R. M. A.; NASCIMENTO, A. S.; MORAIS, S. C. O.; LISBOA, M. A. N.; SILVA, L. V. A.; CRUZ, G. V.; MORAIS, H. N.; ARAÚJO, I. F.; LINHARES, K. V.; SILVA, M. A. P.; ROCHA, L. S. G.; CALIXTO JÚNIOR, J. T. Um refúgio de Mata Úmida no interior do Nordeste brasileiro: estrutura e diversidades alfa e beta. **Ciência Florestal**, v. 33, n. 3, p. 1-25, 2023. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509869097>

BEZERRA, J. de S.; LINHARES, K. V.; CALIXTO JÚNIOR, J. T.; DUARTE, A. E.; MENDONÇA, A. C. A. M.; PEREIRA, A. E. P.; BATISTA, M. E. P.; BEZERRA, J. W. A. ; CAMPOS, N. B. ; PEREIRA, K. S. ; SOUSA, J. D.; SILVA, M. A. P. da. Floristic and dispersion syndromes of Cerrado species in the Chapada do Araripe, Northeast of Brazil. Research, **Society and Development**, v. 9, n. 9, 2020.

BUENO, A. S.; PERES, C. A. Patch-scale biodiversity retention in fragmented landscapes: Reconciling the habitat amount hypothesis with the island biogeography theory. **Journal of Biogeography**, v. 46, p. 621-632, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/jbi.13499>.

BUISSON, E.; LE STRADIC, S.; SILVEIRA, F. A. O.; DURIGAN, G.; OVERBECK, G. E.; FIDELIS, A.; FERNANDES, G. W.; BOND, W. J. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. **Biological Reviews**, v. 94, n. 2, p. 590-609, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/brv.12470>

CAO, X.; CHENG, Y.; JIAO, J.; JIAN, J.; BAI, L.; LI, J.; MA, X. Impact of Land Use/Cover Changes on Soil Erosion by Wind and Water from 2000 to 2018 in the Qaidam Basin. **Land**, v.12, p.1866, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/land12101866>

CELENTANO, D.; ROUSSEAU, G. X.; ENGEL, V. L.; ZELARAYÁN, M.; OLIVEIRA, E. C.; ARAUJO, A. C. M.; DE MOURA, E. G. Degradation of Riparian Forest Affects Soil Properties and Ecosystem Services Provision in Eastern Amazon of Brazil. **Land Degradation & Development**, v. 28, p. 482-493, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.2547>

DERROIRE, G.; BALVANERA, P.; CASTELLANOS-CASTRO, C.; DECOCQ, G.; KENNARD, D. K.; LEBRIJA-TREJOS, E.; LEIVA, J. A.; ODÉN, P.-C.; POWERS, J. S.; RICO-GRAY, V.; TIGABU, M.; HEALEY, J. R. Resilience of tropical dry forests – a meta-analysis of changes in species diversity and composition during secondary succession. **Oikos**, v. 125, p. 1386-1397, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/oik.03229>

DONDINA, O.; ORIOLI, V.; D'OCCHIO, P.; LUPPI, M.; BANI, L. How does forest species specialization affect the application of the island biogeography theory in fragmented landscapes? **Journal of Biogeography**, v. 44, p. 1041-1052, 2017. <https://doi.org/10.1111/jbi.12827>.

DRISCOLL, D. A. Is the matrix a sea? Habitat specificity in a naturally fragmented landscape. **Ecological Entomology**, v. 30, p. 8-16, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0307-6946.2005.00666.x>

EL MAZI, M.; HMAMOUCI, M.; SABER, E.-R.; BOUCHANTOUF, S. et al. Deforestation effects on soil properties and erosion: a case study in the central Rif, Morocco. **Eurasian Journal of Soil Science**, v. 11, n. 4, p. 275-283, 2022. DOI: <https://doi.org/10.18393/ejss.1098600>

GALINDO, V.; GIRALDO, C.; LAVELLE, P.; ARMBRECHT, I.; FONTE, S. J. Land Use Conversion to Agriculture Impacts Biodiversity, Erosion Control, and Key Soil Properties in an Andean Watershed. **Ecosphere**, v. 13, n. 3, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecs2.3979>

GAO, Y.; ZHONG, B.; YUE, H.; WU, B.; CAO, S. A degradation threshold for irreversible loss of soil productivity: a long-term case study in China. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, p. 1145-1154, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02011.x>

GASTAUER, M.; MITRE, S. K.; CARVALHO, C. S. et al. Landscape heterogeneity and habitat amount drive plant diversity in Amazonian canga ecosystems. **Landscape Ecology**, v. 36, p. 393-406, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01151-0>

GOPARAJU, L.; AHMAD, F.; SINHA, D. Quantificação e estado de conservação de fragmentos de florestas tropicais decíduas secas - Uma análise geoespacial. **Contemporary Problems of Ecology**, v. 12, p. 629-641, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1134/S1995425519060131>.

HAMILTON, R.; PENNY, D.; HALL, T. L. Forest, fire & monsoon: investigating the long-term threshold dynamics of south-east Asia's seasonally dry tropical forests. **Quaternary Science Reviews**, v. 238, 2020. ISSN 0277-3791. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2020.106334>

IMRAN, H. M.; HOSSAIN, A.; ISLAM, A. K. M. S. et al. Impact of Land Cover Changes on Land Surface Temperature and Human Thermal Comfort in Dhaka City of Bangladesh. **Earth System and Environment**, v. 5, p. 667-693, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s41748-021-00243-4>.

JACQUET, C.; MOUILLOT, D.; KULBICKI, M.; GRAVEL, D. Extensions of Island Biogeography Theory predict the scaling of functional trait composition with habitat area and isolation. **Ecology Letters**, v. 20, p. 135-146, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12716>.

KEMARAU, R. A.; EBOY, O. V.; SAKAWI, Z.; SUAB, S. A.; MD NOR, N. N. F. Impact Deforestation on Land Surface Temperature: A Case Study Highland Kundasang, Sabah. Geoplanning: **Journal of Geomatics and Planning**, v. 10, n. 1, p. 45-54, 2023. DOI: <https://doi.org/10.14710/geoplanning.10.1.45-54>.

LINDGREN, J. P.; COUSINS, S. A. O. Island biogeography theory outweighs habitat amount hypothesis in predicting plant species richness in small grassland remnants. **Landscape Ecology**, v. 32, p. 1895-1906, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0544-5>.

LIPOMA, M. L.; CABROL, D. A.; CUCHIETTI, A.; ENRICO, L.; GORNÉ, L. D.; DÍAZ, S. Low resilience at the early stages of recovery of the semi-arid Chaco forest—Evidence from a field experiment. **Journal of Ecology**, v. 109, p. 3246–3259, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13622>

LIU, J.; PEI, X.; ZHU, W.; JIAO, J. Assessing the influence of simulated environmental gradients on the spatial heterogeneity of landscape patterns in the Tibetan Plateau. **Journal of Environmental Management**, v. 359, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120957>.

LIU, Y.; LÜ, Y.; FU, B.; ZHANG, X. Landscape pattern and ecosystem services are critical for protected areas' contributions to sustainable development goals at regional scale. **Science of The Total Environment**, v. 881, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163535>.

MOSCIARO, M. J.; SEGHEZZO, L.; TEXEIRA, M.; PARUELO, J.; VOLANTE, J. Where did the forest go? Post-deforestation land use dynamics in the Dry Chaco region in Northwestern Argentina. **Land Use Policy**, v. 129, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2023.106650>.

PENG, Y.; WANG, Q.; BAI, L. Identification of the key landscape metrics indicating regional temperature at different spatial scales and vegetation transpiration. **Ecological Indicators**, v. 111, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106066>.

PULLA, S.; RAMASWAMI, G.; MONDAL, N.; CHITRA-TARAK, R.; SURESH, H. S.; DATTARAJA, H. S.; VIVEK, P.; PARTHASARATHY, N.; RAMESH, B. R.; SUKUMAR, R. Assessing the resilience of global seasonally dry tropical forests. **Biodivers Conserv**, 14, p. 2893–2912, 2015.

REZENDE, J. S.; FREIRE, F. J.; ARAÚJO FILHO, J. C.; DOS SANTOS FREIRE, M. B. G.; GOMES DE ALMEIDA, B.; COSTA SANTOS, L. R. Impact of deforestation on the soil physical and chemical attributes, and humic fraction of organic matter in dry environments in Brazil. **iForest**, v. 15, p. 465-475, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3832/ifor4016-015>.

SANTOS, W. B. DOS; MARANGON, L. C.; FREIRE, F. J.; BRAZ, R. L.; TORRES, J. E. DE L.; SANTOS, J. N. B. Vegetação lenhosa de regiões semiáridas em diferentes altitudes. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 30, n. 1, p. 161-175, Mar. 2020.

SCHULTZ, M.; CLEVERS, J. G. P. W.; CARTER, S.; VERBESSELT, J.; AVITABILE, V.; QUANG, H. V.; HEROLD, M. Performance of vegetation indices from Landsat time series in

deforestation monitoring. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 52, p. 318-327, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.06.020>.

SILVA, M. O.; SOUZA, J. O. P. de; GUERRA, M. D. F. Hidrogeomorfologia de Áreas Úmidas da Chapada do Araripe, Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 25, n. 1, e2444, 2024. DOI: <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v25i1.2444>

SILVA, V. S.; SALAMI, G.; DA SILVA, M. I. O.; SILVA, E. A.; MONTEIRO JUNIOR, J. J.; ALBA, E. Methodological evaluation of vegetation indexes in land use and land cover (LULC) classification. **Geology, Ecology, and Landscapes**, v. 4, n. 2, p. 159-169, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1080/24749508.2019.1608409>.

SILVEIRA, J.G. da; OLIVEIRA NETO, S.N. de; CANTO, A.C.B. do; LEITE, F.F.G. Dorilêo; CORDEIRO, F.R.; ASSAD, L.T.; SILVA, G.C.C.; MARQUES, R.O.; DALARME, M.S.L.; FERREIRA, I.G.M.; et al. Land Use, Land Cover Change and Sustainable Intensification of Agriculture and Livestock in the Amazon and the Atlantic Forest in Brazil. **Sustainability**, [s.l.], v. 14, n. 5, 2563, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/su14052563>.

SOUSA, L. B.; DE ASSUNÇÃO MONTENEGRO, A.A.; DA SILVA, M.V.; ALMEIDA, T.A.B.; DE CARVALHO, A.A.; DA SILVA, T.G.F.; DE LIMA, J.L.M.P. Spatiotemporal Analysis of Rainfall and Droughts in a Semiarid Basin of Brazil: Land Use and Land Cover Dynamics. **Remote Sensing**, v. 15, p. 2550, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs15102550>.

SOUZA, C. M., JR.; Z. SHIMBO, J.; ROSA, M. R.; PARENTE, L.L.; A. ALENCAR, A.; RUDORFF, B.F.T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; G. FERREIRA, L.; SOUZA-FILHO, P.W.M.; et al. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, p. 2735, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

SOUZA, F.; SILVA, M.; LOIOLA, M. Passifloraceae s.s. na chapada do araripe, nordeste do brasil. **Revista Brasileira De Geografia Física**, v. 14, n. 2, p. 770-783, 2021. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.2.p770-783>

SRIVASTAVA, A.; YETEMEN, O.; SACO, P.M.; RODRIGUEZ, J.F.; KUMARI, N.; CHUN, K.P. Influence of orographic precipitation on coevolving landforms and vegetation in semi-arid ecosystems. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 47, n. 12, p. 2846–2862, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1002/esp.5427>.

STAN, K. D.; AZOFEIFA, A. S.; HAMANN, H. F. Widespread degradation and limited protection of forests in global tropical dry ecosystems. **Biological Conservation**, v. 289, 2024. ISSN 0006-3207. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110425>.

SUJETOVIENĖ, G.; DABAŠINSKAS, G. Interactions between changes in land cover and potential of ecosystem services in Lithuania at temporal and spatial scale. **Ecological Complexity**, v. 49, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2022.100984>.

VASQUES, G.M., COELHO, M.R., DART, R.O., CINTRA, L.C., BACA, J.F.M. Soil Bulk Density Maps for Brazil at 0-5, 5-15, 15-30, 30-60, 60-100 and 100-200 cm Depth Intervals with 90 m Spatial Resolution. Version 2021. **Embrapa Solos**, Rio de Janeiro, Brazil, 2021b.

VASQUES, G.M.; COELHO, M.R.; DART, R.O.; CINTRA, L.C.; BACA, J.F.M. Soil Available Water Maps for Brazil at 0-5, 5-15, 15-30, 30-60, 60-100 and 100-200 cm Depth

Intervals with 90 m Spatial Resolution. Version 2021. **Embrapa Solos**, Rio de Janeiro, Brazil, 2021a.

VERA, E.; CRUZ, C.; BARBOZA, E. et al. Change of vegetation cover and land use of the Pómac forest historical sanctuary in northern Peru. **International Journal of Environmental Science and Technology**, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13762-024-05597-6>.

YAN, X.; LI, J.; SMITH, A. R.; YANG, D.; MA, T.; SU, Y. Rapid Land Cover Classification Using a 36-Year Time Series of Multi-Source Remote Sensing Data. **Land**, v. 12, p. 2149, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/land12122149>

YAO, Y.; FU, B.; LIU, Y.; WANG, Y.; SONG, S. Resilience of dryland ecosystems in China to drought based on drought intensity and recovery time. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 314, p. 108809, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2022.108809>

ZHAI, H.; LV, C.; LIU, W.; YANG, C.; FAN, D.; WANG, Z.; GUAN, Q. Understanding spatio-temporal patterns of land use/land cover change under urbanization in Wuhan, China, 2000–2019. **Remote Sensing**, [s.l.], v. 13, n. 16, p. 3331, 2021. DOI: 10.3390/rs13163331

24. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao longo desta pesquisa, foram abordados diversos aspectos relacionados à dinâmica das mudanças de uso, ocupação da terra e da fragmentação florestal na Área de Proteção Ambiental (APA) Chapada do Araripe, entre os anos de 1985 e 2022. O estudo utilizou imagens de satélite e ferramentas de análise espacial para investigar a transformação da paisagem, a fragmentação florestal, a expansão agropecuária e a permanência dos habitats florestais, considerando as interações complexas entre fatores ambientais e antrópicos.

Os resultados obtidos revelam uma profunda transformação na paisagem da APA Chapada do Araripe ao longo das últimas décadas. A fragmentação florestal emergiu como um processo dominante, com a diminuição contínua do tamanho das manchas de floresta e o aumento da distância entre elas. A expansão da agropecuária, impulsionada pela conversão de áreas florestais em áreas de cultivo e pastagem, também contribuiu para a fragmentação da paisagem e a perda de habitats naturais.

A análise da permanência dos habitats florestais, por meio do Índice de Permanência desenvolvido neste estudo, forneceu informações valiosas sobre a dinâmica temporal da paisagem. As formações florestais e savânicas demonstraram maior permanência ao longo do tempo, destacando-se pela presença de manchas maiores e menos fragmentadas, com alta cobertura vegetal, elevadas taxas de precipitação e condições climáticas favoráveis. No entanto, a Formação Florestal também apresentou alta variabilidade no Índice de Permanência, indicando a ocorrência de áreas com diferentes graus de perturbação e degradação, possivelmente devido à pressão exercida pelo avanço das atividades antrópicas.

As savanas também apresentaram alta permanência, com manchas grandes e alta ocupação da paisagem, embora com maior variabilidade espacial, refletindo a heterogeneidade característica desse tipo de vegetação. Essa variabilidade pode ser atribuída a fatores como a presença de diferentes tipos de savana, variações no regime de fogo e diferentes intensidades de uso da terra. Em contraste, as áreas de atividades agropecuárias exibiram os menores índices de permanência, evidenciando a impermanência decorrente das práticas de uso intensivo do solo, como cultivo e pastagem. Essas áreas apresentaram menor vigor vegetativo, menores taxas de precipitação e temperaturas mais altas, além de solos mais compactados, fatores que juntos contribuíram para a baixa permanência observada.

A análise do contraste médio e do desvio padrão do contraste revelou informações adicionais sobre a variabilidade espacial da permanência dos habitats. As áreas de Pastagem e Formação Savana apresentaram altos contrastes médios e desvios padrões moderados,

indicando intensa variabilidade espacial e a presença de bordas compartilhadas com outras classes, incluindo áreas de média permanência. A agricultura, com altos contrastes médios e desvios padrões elevados, também sugeriu considerável variabilidade espacial, possivelmente devido à diversidade de técnicas agrícolas e tipos de cultivo. Já a formação Florestal, com baixos contrastes médios e altos desvios padrão, indicou uma pressão inicial de fragmentação causada por classes de uso de baixa permanência, como agricultura e pastagem. Além disso, evidenciou uma classe ainda resiliente em termos de proximidade com fragmentos da mesma formação.

A análise estatística, incluindo correlações de Spearman e Análise de Componentes Principais (PCA), reforçou a importância das variáveis de vegetação e climáticas na determinação da permanência dos habitats florestais. A PCA destacou a influência predominante das variáveis vegetativas na explicação da variância total, indicando que a saúde e a robustez da vegetação são fundamentais para a permanência dos habitats ao longo do tempo.

Os resultados fornecem subsídios valiosos para a formulação de políticas de manejo e conservação. A identificação de áreas prioritárias para conservação, baseada na análise da permanência dos habitats florestais, permite direcionar esforços e recursos para regiões que apresentam maior necessidade de intervenção. Práticas de manejo diferenciadas podem ser sugeridas para promover a regeneração e a conservação dos ecossistemas florestais, considerando as especificidades de cada tipo de cobertura vegetal e uso do solo.

Em suma, este estudo aprofundou a compreensão da dinâmica das mudanças de uso e ocupação da terra e da fragmentação florestal na APA Chapada do Araripe. Os resultados obtidos fornecem informações valiosas para a gestão e conservação da área, destacando a necessidade de implementar medidas para mitigar a fragmentação florestal, promover a restauração de áreas degradadas e garantir a sustentabilidade das atividades agropecuárias. As descobertas deste estudo têm implicações significativas para a conservação da biodiversidade e a manutenção dos serviços ecossistêmicos na região. A identificação de áreas prioritárias para conservação e a implementação de práticas de manejo sustentável são essenciais para garantir a integridade ecológica da APA Chapada do Araripe e promover um futuro mais sustentável para a região.