

UFRRJ

**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA,
TECNOLOGIA E INOVAÇÃO EM AGROPECUÁRIA**

TESE

**Indicadores da Paisagem e Estrutura da Sinúsia
Arbórea no Entorno da Área de Relevante Interesse
Ecológico (ARIE) Floresta da Cicuta**

Maurílio de Faria Vieira Junior

2024



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL D RIO DE JANEIRO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA, TECNOLOGIA E
INOVAÇÃO EM AGROPECUÁRIA**

**INDICADORES DA PAISAGEM E ESTRUTURA DA SINÚSIA
ARBÓREA NO ENTORNO DA ÁREA DE RELEVANTE INTERESSE
ECOLÓGICO (ARIE) FLORESTA DA CICUTA**

MAURÍLIO DE FARIA VIEIRA JUNIOR

*Sob a orientação da professora
Lúcia Helena Cunha dos Anjos*

*e coorientação do professor
Wellington Kiffer de Freitas*

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor**, no Programa de Pós-graduação em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária, Área de Concentração em Recursos Naturais e Proteção Ambiental.

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2024

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central/Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
Com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

V657i	<p>Vieira Junior, Maurílio de Faria, 1967- Indicadores ambientais e estrutura da sinúsia arbórea no entorno da Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Floresta da Cicuta / Maurílio de Faria Vieira Junior – Seropédica, 2024. 132 f.: il.</p> <p>Orientadora: Lúcia Helena Cunha dos Anjos. Coorientador: Wellington Kiffer de Freitas.</p> <p>Tese (Doutorado). -- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária, 2024.</p> <p>1. Mata Atlântica. 2. Fragmentação. 3. Fragilidade. 4. Conservação. 5. Conectividade. I. Anjos, Lúcia Helena Cunha dos, 1957-, orient. II. Freitas, Wellington Kiffer de, 1972-, coorient. III. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa de Pós-graduação em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária. IV. Título.</p>
-------	---

É permitida a cópia parcial ou total desta Tese, desde que citada a fonte.

**O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de
Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.**



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA,
TECNOLOGIA E INOVAÇÃO EM AGROPECUÁRIA



HOMOLOGAÇÃO DE TESE DE DOUTORADO Nº 11 / 2024 - PPGCTIA (12.28.01.84)

Nº do Protocolo: 23083.023930/2024-40

Seropédica-RJ, 15 de maio de 2024.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO EM AGROPECUÁRIA

MAURÍLIO DE FARIA VIEIRA JUNIOR

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor**, no Programa de Pós-Graduação em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária, Área de Concentração em Recursos Naturais e Proteção Ambiental.

TESE APROVADA EM 15/05/2024.

Lúcia Helena Cunha dos Anjos. Ph.D. UFRRJ

(Orientadora)

Luiz Fernando Duarte de Moraes. Dr. Embrapa Agrobiologia

Claudio Belmonte de Athayde Bohrer. Ph.D. UFF

Maria Elizabeth Fernandes Correia. Dra. Embrapa Agrobiologia

Mariella Camardelli Uzeda. Dra. Embrapa Agrobiologia

(Assinado digitalmente em 16/05/2024 11:08)
LÚCIA HELENA CUNHA DOS ANJOS
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptS (12.28.01.00.00.00.00.33)
Matrícula: 387335

(Assinado digitalmente em 16/05/2024 16:39)
MARIA ELIZABETH FERNANDES CORREIA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 932.320.637-72

(Assinado digitalmente em 16/05/2024 19:49)
LUIZ FERNANDO DUARTE DE MORAES
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 068.427.058-78

(Assinado digitalmente em 07/05/2024 08:56)
MARELLA CAMARDELLI UZEDA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 465.566.305-78

(Assinado digitalmente em 17/05/2024 12:00)
CLAUDIO BELMONTE DE ATHAYDE BOHRER
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 110.411.857-23

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrrj.br/public/documentos/index.jsp> informando seu número: **11**, ano: **2024**, tipo: **HOMOLOGAÇÃO DE TESE DE DOUTORADO**, data de emissão: **15/05/2024** e o código de verificação: **2dd1c99dea**

DEDICATÓRIA

À minha esposa, Daniele Monteiro de Andrade, aos meus filhos, Marcello, Ana e Mariah e à Minha mãe Maria.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Ao criador da natureza que imprime em nós a dedicação e a capacidade de aprendizagem na incessante busca pela melhoria como seres humanos.

À minha mãe, Maria Cantarino Soares Vieira, orientadora de meus passos, neste caminho.

À minha orientadora Lúcia Helena Cunha dos Anjos, pela disponibilidade, presteza e dedicação, desde a apresentação do projeto inicial até a finalização desta tese.

Ao meu coorientador, Wellington Kiffer de Freitas pela orientação e apoio à elaboração do projeto e execução das tarefas e análises necessárias à realização dessa tese.

Ao gestor da Área de Relevante Interesse Ecológico Floresta da Cicuta, Sandro Leonardo Alves, por todo o apoio para a realização de todas as atividades de campo e acadêmico, com orientação em várias fases desta tese.

Ao aluno de biologia Matheus Escano Bitencourt, sem o qual, não teria conseguido realizar todas as coletas, preparações e execução das atividades de campo.

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, ao Programa de Pós-Graduação em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária e aos docentes deste, como os quais pude compartilhar da experiência e competência.

Ao Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro, Campus Pinheiral, em particular, à diretora de produção e apoio técnico ao ensino e produção pela liberação e ao apoio à realização dessa tese.

RESUMO GERAL

VIEIRA JUNIOR, Maurílio de Faria. **Indicadores ambientais e estrutura da sinúsia arbórea no entorno da Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Floresta da Cicuta.** 2024. 132f. Tese (Doutorado em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária). Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2024.

A pressão humana sobre o Bioma Mata Atlântica resultou em uma redução significativa de sua área, agora composta principalmente por fragmentos desconexos, com um terço inserido em unidades de conservação. Os estudos de uso da terra, efeito de borda e conectividade entre fragmentos, aliados a métricas de paisagem, são essenciais para sua conservação. A compreensão da paisagem como um mosaico heterogêneo formado por interações entre componentes bióticos, abióticos e sociais é fundamental para a análise do estado de conservação e a proposição de medidas de manejo e conservação, especialmente em áreas como a Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Floresta da Cicuta, onde a fragmentação da paisagem é um desafio significativo. O objetivo deste estudo foi elaborar o mapa de fragilidade ambiental, adaptando a metodologia de Ross (1994) e aplicando a escala de Likert, para determinar os graus de fragilidade da paisagem; a fragmentação utilizando métricas da paisagem e os efeitos da fragmentação em diferentes tamanhos de remanescentes florestais nos arredores da ARIE Floresta da Cicuta, no Vale do Paraíba do Sul, RJ, visando a conservação da biodiversidade em meio às ameaças enfrentadas pelas florestas tropicais. Imagens do sensor Planet e Modelo Digital de Elevação do Terreno foram processados no ArcGIS 10.2 para criar mapas temáticos de fragilidade de Uso do Solo, Declividade e Áreas de Preservação Permanente (APPs), os quais foram combinados para gerar o mapa final. A análise revelou que a área possui fragilidades predominantemente moderadas a muito altas, principalmente associadas à declividade do terreno e ao tipo de uso da terra, como pastagem. A análise com métricas da paisagem revelou que, embora a fragmentação tenha impactado negativamente os fragmentos menores, fragmentos maiores, especialmente aqueles acima de 10 hectares, mostraram-se cruciais para o funcionamento da paisagem e intercâmbio genético, com uma conectividade considerável entre eles. Parâmetros fitossociológicos, do solo, serrapilheira e traços ecológicos foram utilizados para avaliar a influência desses parâmetros sobre a composição florística de fragmentos de diferentes tamanhos, com classificação por agrupamentos e ordenação destacando a importância dos fragmentos para a biodiversidade e processos ecológicos, evidenciando a necessidade de medidas para restaurar processos ecológicos e promover a conexão entre os fragmentos. A Floresta da Cicuta, último remanescente de mata primitiva no Vale do Rio Paraíba do Sul, desempenha um papel vital como área verde, cultural e de pesquisa em Volta Redonda e arredores, enfrentando ameaças como incêndios, pecuária e especulação imobiliária. Para protegê-la, foi criada uma zona de proteção com plano de manejo, mas a eficácia depende da inclusão da zona de amortecimento, que engloba mais de oitenta fragmentos florestais. Apesar de sua diversidade, esses fragmentos sofrem pressões, como pastagem e incêndios, mas apresentam alta resiliência. Melhorias na conectividade entre eles são cruciais para a dispersão e conservação da biodiversidade, destacando a importância de reflorestamentos e medidas de controle ambiental e legal para garantir a eficácia da conservação nesta área.

Palavras chave: Mata Atlântica. Fragmentação. Fragilidade. Conservação. Conectividade.

GENERAL ABSTRACT

VIEIRA JUNIOR, Maurílio de Faria. **Environmental indicators and structure of the arboreal set around the Area of Relevant Ecological Interest (AREI) of the Cicuta Forest.** 2024. 132p. Thesis (Doctorate in Science, Technology and Innovation in Agriculture). Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2024.

Human pressure on the Atlantic Forest biome has resulted in a significant reduction in its area, now mainly composed of disconnected fragments, with one-third inserted in conservation units. Studies on land use, edge effects, and connectivity between fragments, combined with landscape metrics, are essential for its conservation. Understanding the landscape as a heterogeneous mosaic formed by interactions between biotic, abiotic, and social components is crucial for analyzing the conservation status and proposing management measures, especially in areas like the Relevant Ecological Interest Area (ARIE) of Floresta da Cicuta, where landscape fragmentation is a significant challenge. The aim of this study was to develop the environmental fragility map, adapting Ross's (1994) methodology and applying the Likert scale to determine landscape fragility degrees; fragmentation using landscape metrics; and the effects of fragmentation on different sizes of forest remnants around the ARIE Floresta da Cicuta, in the Paraíba do Sul Valley, RJ, aiming at biodiversity conservation amidst the threats faced by tropical forests. Planet sensor images and Digital Elevation Model data were processed in ArcGIS 10.2 to create thematic maps of Soil Use, Slope, and Permanent Preservation Areas (PPAs), which were combined to generate the final map. The analysis revealed that the area has predominantly moderate to very high fragilities, mainly associated with slope and land use, such as pasture. Landscape metric analysis showed that, although fragmentation negatively impacted smaller fragments, larger fragments, especially those above 10 hectares, proved crucial for landscape functioning and genetic exchange, with considerable connectivity between them. Phytosociological parameters, soil, litter, and ecological trait metrics were used to assess the influence of these parameters on the floristic composition of fragments of different sizes, with clustering and ordering highlighting the importance of fragments for biodiversity and ecological processes, demonstrating the need for measures to restore ecological processes and promote connectivity between fragments. Floresta da Cicuta, the last remnant of primary forest in the Paraíba do Sul Valley, plays a vital role as a green, cultural, and research area in Volta Redonda and surroundings, facing threats such as fires, livestock, and real estate speculation. To protect it, a protection zone with management plan was created, but its effectiveness depends on the inclusion of the buffer zone, which encompasses over eighty forest fragments. Despite their diversity, these fragments face pressures such as pasture and fires but show high resilience. Improvements in connectivity between them are crucial for biodiversity dispersal and conservation, emphasizing the importance of reforestation and environmental and legal control measures to ensure conservation effectiveness in this area.

Keywords: Atlantic Forest. Fragmentation. Fragility. Conservation. Connectivity.

RESUMEN AMPLIADO

VIEIRA JUNIOR, Maurílio de Faria. **Indicadores ambientales y estructura del conjunto arbóreo en torno a la Área de Interés Ecológico Relevante (AIER) del Bosque de la Cicuta.** 2024. 132h. Tesis (Doctorado en Ciencia, Tecnología e Innovación en Agropecuaria). Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, Brasil, 2024.

1. Introducción

La actividad humana ha ejercido una fuerte presión sobre el Bioma Mata Atlántica, reduciendo su vegetación original al 12.4% de su extensión original. La comprensión del paisaje, influenciado por factores bióticos, abióticos y sociales, es crucial, especialmente para la conservación. Los análisis espaciales respaldados por métricas de paisaje son fundamentales para evaluar la conservación y las interacciones entre los elementos del paisaje, como las "manchas" y la "matriz". El mapeo y análisis de unidades del paisaje, junto con métricas de paisaje, permiten comprender las vulnerabilidades y tomar decisiones sobre la conservación y el manejo de fragmentos forestales (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2019). La fragmentación del paisaje, resultado de la actividad humana, aumenta la vulnerabilidad ambiental y compromete la biodiversidad.

La ecología de paisajes abarca dos enfoques principales: el geográfico, que enfatiza el estudio de la influencia humana y la planificación territorial, y el ecológico, que se centra en la importancia del contexto espacial sobre los procesos ecológicos y las interacciones entre ellos para la conservación. Estos enfoques integrados son eficaces para estudios destinados a la conservación de la biodiversidad y los recursos naturales. Las métricas de paisaje permiten análisis multidimensionales y complejos y pueden clasificarse en dos categorías: aquellas que no consideran atributos espaciales como referencia y aquellas que requieren información espacial para cálculos más específicos. Estas métricas permiten estimar índices de forma, vecindad, densidad de bordes, conectividad y dimensión fractal, entre otros.

De esta manera, el estudio de las formas de uso y ocupación de la tierra, la diversidad, indicadores y los servicios ambientales, utilizando análisis espaciales y métricas de paisaje, permite indicar el estado de los procesos ecológicos y la biodiversidad, contribuyendo a la toma de decisiones orientadas a la conservación. La preservación y el uso sostenible del entorno de las unidades de conservación, como el Área de Relevante Interés Ecológico (ARIE) Floresta da Cicuta, son fundamentales para amplificar los beneficios que estas proporcionan, siendo crucial para la conservación de los procesos ecológicos, los servicios ecosistémicos y la realización de investigaciones.

El objetivo general de esta tesis es estudiar la fragmentación del paisaje alrededor del ARIE Floresta da Cicuta, utilizando evaluación espacial, métricas de paisaje e indicadores ecológicos y ambientales para identificar sus efectos sobre la beta diversidad. La tesis se dividió en tres capítulos, cada uno abordando aspectos específicos relacionados con la fragilidad ambiental, la estructura del paisaje y la comunidad arbórea en el entorno del ARIE Floresta da Cicuta.

2. Procedimientos Metodológicos

2.1 Caracterización del área de estudio

El estudio se llevó a cabo en los alrededores del Área de Relevante Interés Ecológico (ARIE) Floresta da Cicuta, una unidad de conservación de "uso sustentable" en los municipios de Barra Mansa (85%) y Volta Redonda (15%), RJ. Esta región, delimitada por importantes autopistas, abarca extensos pastizales, fragmentos forestales en diferentes etapas de sucesión,

áreas urbanas y pequeñas manchas de suelo expuesto y cuerpos de agua. El clima se clasifica como mesotérmico Cwa, con una precipitación media anual entre 1300 y 1600 mm y temperaturas medias anuales de 22,3°C. El área pertenece a la Subcuenca del Médio Paraíba do Sul, parte de la Cuenca Hidrográfica del río Paraíba do Sul, con el río Brandão destacándose como principal fuente de drenaje. La topografía se caracteriza por un "Mar de Morros", con afloramientos de rocas cristalinas y llanuras sedimentarias. La vegetación predominante es el Bosque Estacional Semideciduo, adaptado a la estacionalidad climática de la región. La ocupación humana comenzó con la explotación de oro, seguida por la cultura del café y, posteriormente, por la industrialización. Actualmente, Barra Mansa y Volta Redonda son importantes centros industriales. El área de estudio también se caracteriza por la ganadería extensiva, la infraestructura energética, áreas de explotación mineral pasada, instalaciones industriales y comerciales, y vestigios de actividades urbanas.

2.2 Fragilidad ambiental

El procesamiento inicial incluyó la composición de las imágenes para crear un mosaico único del área de estudio, sin corrección atmosférica, pero con corrección geométrica para el UTM - Datum SIRGAS 2000. La vectorización de las clases de uso del suelo se realizó de forma semiautomática, utilizando el algoritmo Máxima Verosimilitud (MaxVer) y considerando la información espectral de cada píxel.

Se identificaron cinco clases de uso de la tierra basadas en el Manual Técnico de Uso de la Tierra (IBGE, 2013) y se seleccionaron 86 muestras para el entrenamiento. El Modelo de Elevación Digital del Terreno (MDT) se generó a partir de las curvas de nivel obtenidas del Portal GeoINEA, con una equidistancia de 10 metros entre ellas, y de la red hidrográfica.

La pendiente se clasificó en seis clases basadas en los datos del MDT y las clases de pendiente generadas, según el Manual de descripción y recolección de suelos de SANTOS et al. (2013). Las Zonas de Preservación Permanente se mapearon con técnicas de geoprocесamiento, delimitando áreas como márgenes de ríos y laderas con pendiente igual o superior a 45°, siguiendo la Ley N° 12651, del 25 de mayo de 2012.

El mapa de fragilidad ambiental se produjo a partir del cruce de la información de los temas básicos, asignando pesos y notas a sus clases. Los pesos se distribuyeron según los criterios: 40 para el uso y la cobertura del suelo, 40 para la pendiente y 20 para las APPs, totalizando 100. Las notas se asignaron respetando un mínimo de 1 para clases de baja fragilidad y un máximo de 4 para clases de alta fragilidad, utilizando el algoritmo de promedio ponderado

2.3 Métricas del paisaje

La validación de la clasificación, realizada mediante el complemento "r.kappa", reveló una correspondencia del 96,9% y un índice Kappa de 0,95, evaluados por el porcentaje de píxeles correctos en relación con el total de píxeles de las muestras utilizadas.

Las métricas del paisaje se calcularon en el software Fragstats 4.2.598 a partir del archivo ráster de la clasificación del uso de la tierra, con el fin de analizar patrones espaciales y la estructura del paisaje. Estas métricas incluyeron área y número de fragmentos, área media del fragmento, desviación estándar y coeficiente de variación de los fragmentos de la clase, además de índices de similitud, forma, intercalación, justaposición, total de bordes, densidad de fragmentos y de bordes, relación perímetro-área media y dimensión fractal.

Para métricas como el índice de proximidad medio, la distancia euclíadiana al vecino más cercano, la intercalación y la justaposición, fue necesario proporcionar al programa un radio de búsqueda como referencia, que varió de 100 a 1000 metros.

Se empleó el software GRAPHAB para calcular las métricas de probabilidad de conectividad y conectividad equivalente, ya que estas métricas no están disponibles en

Fragstats. Se utilizaron los parámetros de regla de vecindad y topología como base para la generación de conexiones entre fragmentos, siguiendo las directrices de Saura & Hortal (2007) y Saura et al. (2011).

2.4 Composición florística, diversidad y estructura de fragmentos

El estudio analizó 34 fragmentos en el Bioma Mata Atlántica, que variaban de 0,4 a 137 hectáreas, representativos del área de investigación. Estos fragmentos se clasificaron en pequeños, medianos y grandes, y se distribuyeron en el paisaje. Utilizando el método de muestreo de punto cuadrante, se midieron árboles en 270 puntos, determinando diámetros, alturas y distancias. Las especies botánicas fueron identificadas y recolectadas, validadas por especialistas.

Se calcularon parámetros fitosociológicos, como área basal y valor de importancia, y la riqueza y diversidad de la sinusia arbórea se evaluaron mediante muestras de hojarasca en nueve fragmentos, recolectadas en junio de 2023 y analizadas en laboratorio.

Los atributos del suelo, incluidos el pH y los macronutrientes, se obtuvieron en 54 muestras compuestas. Se calculó la relación altura/diámetro de los árboles y las relaciones entre especies se determinaron mediante investigación bibliográfica.

Los datos se tabularon e importaron al software estadístico PAST 4.03 para analizar la similitud florística entre los fragmentos y su relación con los factores ambientales. Esto resultó en dendrogramas de distancia entre grupos de datos, utilizando el índice de Kulczynski y el coeficiente de correlación cofernético para evaluar la fidelidad de los agrupamientos en relación con las distancias originales.

3. Discusión

Los índices Kappa y de correspondencia validaron el mapa de uso del suelo con valores del 0,95 y 96,9%, respectivamente, superando estudios anteriores. El análisis integrado de temas como el uso del suelo y la inclinación reveló una alta fragilidad ambiental, principalmente asociada a la inclinación del terreno y al tipo de uso del suelo, como pastizales. Aunque el área estudiada no está legalmente protegida, exhibió una alta fragilidad, destacando la necesidad de conservación. Investigaciones previas indican que la inclinación del terreno influye en la fragilidad ambiental. El manejo sostenible del suelo es esencial para mitigar los efectos negativos y preservar la biodiversidad en paisajes vulnerables.

El estudio del paisaje revela una zona diversificada, con un 54% ocupado por actividades humanas, un 36% por áreas forestales, áreas urbanas, cuerpos de agua y suelo expuesto. Aunque los pastizales son predominantes, una gestión adecuada puede proteger el suelo y la biodiversidad. Los fragmentos forestales ocupan un 36,28% del área, siendo los fragmentos mayores a 50 ha cruciales para la conservación. A pesar de la fragmentación, hay una conectividad intermedia entre los fragmentos, aunque el análisis de los bordes revela una alta fragmentación, afectando la calidad del hábitat. Medidas para mejorar la conectividad son esenciales para el movimiento de la fauna. Estos resultados destacan la importancia de considerar tanto fragmentos grandes como pequeños en la conservación de la biodiversidad, especialmente en ecosistemas vulnerables como la Mata Atlántica.

El estudio analizó la composición florística y la estructura de los fragmentos forestales en el medio Vale do Paraíba do Sul, identificando mil y dos individuos pertenecientes a ciento treinta y seis especies, sesenta y nueve géneros y treinta y nueve familias botánicas. Las familias más ricas en especies fueron Fabaceae, Lauraceae, Myrtaceae y Rubiaceae. Las especies más abundantes incluyeron *Piptadenia gonoacantha*, *Cupania oblongifolia* y *Xylopia sericea*. Los resultados indican similitudes en la composición florística entre los fragmentos forestales

estudiados y otros en la región, demostrando resiliencia e importancia para la conservación de los recursos naturales.

El análisis de los fragmentos por tamaño reveló patrones similares de densidad y diversidad, con diferencias insignificantes entre las clases de fragmentos. Los fragmentos fueron clasificados en etapas medias y avanzadas de regeneración, según los estándares establecidos para la Mata Atlántica. La presencia de hojarasca y otras características indicó etapas sucesionales de medio a avanzado, resaltando la importancia de los fragmentos en el Área de Relevant Interés Ecológico (ARIE) Floresta da Cicuta.

El análisis de agrupamiento reveló tres grupos distintos de fragmentos, indicando diferencias en la composición florística relacionadas con factores antrópicos, en detrimento de las variables ambientales. Los resultados del análisis de componentes principales corroboraron esta conclusión, mostrando que las variables ambientales no influyeron significativamente en la composición florística de los fragmentos.

Aunque los resultados señalan la influencia de factores antrópicos en la composición florística de los fragmentos forestales, la heterogeneidad en la distribución de especies y la resiliencia demostrada por los fragmentos sugieren que desempeñan un papel importante en la conservación de la biodiversidad en la región del medio Vale do Paraíba do Sul.

4. Conclusiones

La metodología de Ross (1994) adaptada para determinar la fragilidad ambiental fue efectiva en el análisis teórico del área de estudio, con predominio de clases de fragilidad moderada a muy alta. Las métricas del paisaje revelaron una alta fragmentación y baja calidad en los fragmentos más pequeños, mientras que los más grandes, representando más del 88% del área total, están conectados, facilitando la biodiversidad. Es crucial conectar estos grandes fragmentos, incluido el ARIE Floresta da Cicuta, para conservar el área circundante. La clase de fragmentos del paisaje tiene 1,197 ha y una conectividad considerable, positiva para la conservación y recolonización de áreas.

El análisis fitosociológico mostró patrones de dominancia ecológica, con algunas especies influyendo más en la vegetación. Aunque algunas especies son comunes en la región, la presencia de especies exclusivas en fragmentos pequeños resalta la importancia de la conservación. Aunque los factores ambientales influyen en la composición florística, otros como la interacción entre especies también son relevantes. Todos los fragmentos, independientemente del tamaño, son igualmente importantes para la conservación de la zona de amortiguamiento del ARIE Floresta da Cicuta, subrayando la necesidad de medidas para su conexión.

Estos datos permiten comprender la dinámica del área, destacando que el tamaño de los fragmentos y los factores ambientales no determinan su composición. Futuros estudios sobre las interacciones entre los factores ambientales y la vegetación pueden mejorar las estrategias de conservación en otros remanentes del Bosque Estacional Semideciduo de la Mata Atlántica.

Palabras clave: Fragmentación. Diversidad. Conexión. Conservación.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Sub-regiões biogeográficas da Mata Atlântica no Brasil, caracterizadas pela presença de espécies endêmicas: Brejos Nordestinos, Pernambuco, São Francisco, Diamantina, Bahia e Serra do Mar. As sub-regiões de transição são a de Florestas de Interior e a de Florestas de Araucária. Fonte: SILVA & CASTELETI, 2005..... 14
- Figura 2.** Localização da ARIE Floresta da Cicuta e seu entorno, em Volta Redonda e Barra Mansa, e em relação ao Estado do Rio de Janeiro e o Brasil. Fonte: autor..... 27
- Figura 3.** Climograma de Volta Redonda e região. Fonte: Fonseca 2018..... 28
- Figura 4.** Fluxograma das operações para classificação da imagem e geração do mapa de uso e cobertura do solo no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil. Fonte: Elaborado pelo Autor..... 30
- Figura 5.** Mapa de localização dos pontos amostrais utilizados na classificação supervisionada no entorno da ARIE Floresta da Cicuta. Fonte: Elaborado pelo Autor..... 32
- Figura 6.** Mapa temático para fragilidade “Uso e cobertura do solo” no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil. Fonte: Elaborado pelo Autor..... 37
- Figura 7.** Mapas temáticos do entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil. A) Modelo de “Elevação”. B) Modelo de “Declividade”. Fonte: Elaborado pelo Autor..... 38
- Os resultados mostram que 83,95 % da área não são consideradas como APPs, no entanto deve-se fazer a ressalva de não terem sido consideradas as nascentes, que teoricamente, seriam cada um dos pontos terminais de cada braço de curso visualizados no mapa, e que, ainda que estas tivessem sido plotadas, a área coberta não sofreria alterações consideráveis em relação à área total (de estudo)..... 39
- Figura 8.** Mapa temático para fragilidade “Áreas de preservação Permanente” no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil..... 40
- Figura 9.** Mapa temático para fragilidade ambiental do entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil. Fonte: Elaborado pelo Autor..... 42
- Figura 10.** Mapa com os fragmentos florestais do entorno da ARIE Floresta da Cicuta, em verde claro o maior fragmento, em verde escuro, os demais fragmentos. Fonte: Elaborado pelo Autor..... 61
- Figura 11.** Disposição das unidades amostrais (fragmentos do entorno da ARIE Floresta da Cicuta). 1-FPA, 2-FMA, 3-FGA, 4-FPB, 5-FMB, 6-FMBC, 7-FAC, 8-FMC e 9-FGC; e FP, FM e FG, fragmentos pequeno, médio e grande, A, B e C, áreas, respectivamente. Fonte: Elaborado pelo Autor..... 78
- Figura 12.** Ilustração da amostragem nos fragmentos de diferentes tamanhos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta. Fonte: Elaborado pelo Autor..... 79
- Figura 13.** Metodologia de amostragem e processamento de dados, dos fragmentos de diferentes tamanhos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta. Fonte: Elaborado pelo Autor..... 80
- Figura 14.** Diagrama de Venn com a distribuição da ocorrência das espécies entre os fragmentos pequeno (P), médio (M) e grande (G), no entorno da ARIE Floresta da Cicuta isolada ou concomitantemente..... 84
- Figura 15.** Dendrograma de grupos por similaridade de espécies no entorno da ARIE Floresta da Cicuta..... 85

- Figura 16.** Dendrograma da classificação das relações das variáveis fitossociológicas, ambientais e traços ecológicos, e sua influência na composição florística dos fragmentos de diferentes tamanhos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta.....91
- Figura 17.** Gráfico de barras, carga das variáveis em relação ao componente 1. Fonte: Elaborado pelo autor.....92
- Figura 18.** Diagrama de ordenação dos grupos analisados com as variáveis fitossociológicas, ambientais e traços ecológicos, e sua influência na composição florística dos fragmentos de diferentes tamanhos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta. Fonte: Elaborado pelo autor.....93

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização das classes de uso e cobertura da terra.....	33
Tabela 2. Aplicação da escala Likert para as classes Uso e Cobertura da terra, Declividade e Área de Preservação Permanente (APP) para a avaliação da fragilidade ambiental do entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.....	35
Tabela 3. Classificação da fragilidade com base no “Uso e cobertura do solo” para o entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.....	36
Tabela 4. Quantificação das fragilidades “Elevação” e “Declividade” para o entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.	38
Tabela 5. Quantificação da fragilidade “Área de Preservação Permanente” para o entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.	40
Tabela 6. Fragilidade ambiental do entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.	42
Tabela 7. Métricas, categorias, níveis de aplicação, significado e siglas, adotadas no estudo da paisagem do entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.....	58
Tabela 8. Métricas de paisagem para as classes de uso dos fragmentos florestais no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil	59
Tabela 9. Métricas da paisagem para os fragmentos florestais do entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.....	62
Tabela 10. Métricas da paisagem para os fragmentos florestais do entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil , dependentes de raio de busca e extensão da borda	66
Tabela 11. Médias dos parâmetros fitossociológicos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.....	82
Tabela 12. Índices de diversidade e equitabilidade dos fragmentos de diferentes tamanhos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.....	86
Tabela 13. Espécies de maior destaque nos fragmentos de diferentes tamanhos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.....	87
Tabela 14. Variáveis ambientais, florísticas e traços ecológicos dos fragmentos de diferentes tamanhos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil. Os valores são médias +/- desvio padrão das amostras das três classes de fragmentos.....	89
Tabela 15. Autovalores e porcentagem da variância dos componentes 1 a 5 (PCA).....	91
Tabela 16. Matriz de correlação das cargas das variáveis em relação aos componentes principais 1 a 8.....	117
Tabela 17. Número de indivíduos por espécies e famílias dos fragmentos de diferentes tamanhos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.....	117
Tabela 18. Número de indivíduos por espécies e fragmentos de diferentes tamanhos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.....	121
Tabela 19. Dados fitossociológicos dos fragmentos de diferentes tamanhos do entorno da ARIE Floresta da Cicuta.....	125

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. REVISÃO DE LITERATURA GERAL	4
2.1 Fragilidade Ambiental	4
2.2 Mata Atlântica.....	5
2.3 Ecologia da Paisagem	7
2.4 Sensoriamento Remoto, SIG e Classificação de Imagens na Ecologia da Paisagem	9
2.5 Tecnologia Aplicada ao Estudo da Paisagem	10
2.6 Métricas da Paisagem	11
2.7 Biodiversidade nos Trópicos e no Brasil	12
2.8 ARIE Floresta da Cicuta no Contexto da Mata Atlântica.....	14
2.10 Diversidade Funcional e Indicadores Ambientais	15
2.11 Histórico de Uso e Representatividade Ecológica e Funcional dos Fragmentos no Entorno da ARIE Floresta da Cicuta	20
3 CAPÍTULO I FRAGILIDADE AMBIENTAL DA PAISAGEM NO ENTORNO DA ÁREA DE RELEVANTE INTERESSE ECOLÓGICO FLORESTA DA CICUTA, VOLTA REDONDA E BARRA MANSA-RJ	23
3.1 RESUMO	24
3.2 ABSTRACT.....	25
3.3 INTRODUÇÃO	26
3.4 MATERIAL E MÉTODOS	27
3.4.1 Área de estudo.....	27
3.4.2 Fluxograma	30
3.4.3 Aquisição de imagens e de dados.....	30
3.4.4 Pré-processamento das imagens.....	31
3.4.5 Tema classificação e mapa de uso da terra	31
3.4.6 Tema modelo de elevação digital do terreno	33
3.4.7 Tema declividade	34
3.4.8 Áreas de preservação permanente	34
3.4.9 Análise da fragilidade ambiental.....	34
3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
3.5.1 Cobertura vegetal	36
3.5.2 Declividade	37
3.5.3 Fragilidade ambiental.....	41
3.6 CONCLUSÕES	44

4. CAPÍTULO II ANÁLISE ESPACIAL DA ESTRUTURA DA PAISAGEM NO ENTORNO DE UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO NA REGIÃO SUL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL.....	45
4.1 RESUMO	46
4.2 ABSTRACT.....	47
4.3 INTRODUÇÃO	48
4.4 MATERIAL E MÉTODOS	50
4.4.1 Caracterização da área de estudo	50
4.4.2 Métricas da paisagem.....	51
4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	59
4.6 CONCLUSÕES	71
5. CAPÍTULO III ESTRUTURA DA COMUNIDADE ARBÓREA E DIVERSIDADE FUNCIONAL NO ENTORNO DA ÁREA DE RELEVANTE INTERESSE ECOLÓGICO FLORESTA DA CICUTA, EM VOLTA REDONDA E BARRA MANSA-RJ	72
5.1 RESUMO	73
5.2 ABSTRACT.....	74
5.3 INTRODUÇÃO	75
5.4 MATERIAL E MÉTODOS	77
5.4.1 Área de estudo.....	77
5.4.2 Seleção dos fragmentos, fitossociologia, solo e serrapilheira.....	77
5.4.3 Traços ecológicos.....	81
5.4.4 Métricas para diversidade funcional e tratamento estatístico.....	81
5.5 CONCLUSÕES	95
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	96
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	97

1. INTRODUÇÃO GERAL

A intensa pressão antrópica sobre o Bioma Mata Atlântica desde a colonização do Brasil por Portugal resultou em uma redução drástica da área originalmente coberta por vegetação. Inicialmente abrangendo aproximadamente 1,3 milhões de km², restam hoje apenas 12,4% dessa área, predominantemente na forma de fragmentos de tamanhos variados e desconexos, dos quais um terço está inserido em unidades de conservação. No estado do Rio de Janeiro, o desmatamento desse bioma aumentou em 14% em 2019 em comparação ao ano anterior, destacando a necessidade urgente de estudos sobre o uso do solo, o efeito de borda e a conectividade entre fragmentos, utilizando indicadores de biodiversidade para gerar dados e informações essenciais à elaboração de estratégias de conservação (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2019).

A paisagem pode ser compreendida através das interações intrínsecas entre seus componentes bióticos e abióticos, influenciada pelo meio social, o qual inclui aspectos sensoriais como sons, cores, movimento e odores. Ela se materializa como um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, cuja heterogeneidade é perceptível ao menos em um fator, conforme o observador e em determinada escala. A ação antrópica não pode ser excluída da formação da paisagem, que é representada por todos os elementos ao nosso redor, incluindo a sociedade, da qual fazemos parte.

Análises espaciais quantitativas, apoiadas em métricas de paisagem, são fundamentais para informar sobre o estado de conservação e as interações entre ‘mancha’ e matriz. As ‘manchas’ referem-se a porções descontínuas da superfície, originadas por perturbações, com características semelhantes entre si, distinguindo-se de outras manchas da paisagem em tamanho, forma e heterogeneidade. A matriz, por sua vez, é a porção mais extensa, dominante e conectada, desempenhando um papel preponderante no controle da dinâmica da paisagem.

O mapeamento, classificação e análise de unidades da paisagem, utilizando imagens orbitais e técnicas de geoprocessamento, juntamente com métricas de paisagem, auxiliam no diagnóstico e compreensão do grau de vulnerabilidade de uma paisagem. Esses métodos podem orientar a tomada de decisão sobre a conservação e manejo de fragmentos florestais, aumentando a riqueza e composição de espécies por meio da formação de corredores de diversidade e outros atributos, além de servir como base para a alocação de unidades amostrais.

O processo de fragmentação aumenta a vulnerabilidade ambiental devido a ações deletérias como o efeito de borda, que intensifica a entrada de radiação luminosa e temperatura, resultando em alterações na composição, estrutura e funcionamento dos ecossistemas, invasão por espécies espontâneas e entrada de fogo, comprometendo a manutenção e conservação da biodiversidade.

A ecologia de paisagens adota duas abordagens principais: a geográfica, que estuda a influência antrópica e o planejamento para a gestão da ocupação do território, denominada paisagem cultural; e a ecológica, que foca na importância do contexto espacial sobre os processos ecológicos e suas interações, visando a conservação. Embora possam parecer conflitantes, essas abordagens, se integradas, podem ser extremamente eficientes em estudos de conservação da biodiversidade, recursos naturais e gestão territorial.

As métricas de paisagem são medidas quantitativas que descrevem a distribuição dos elementos e componentes da paisagem em termos numéricos, permitindo a análise em um contexto multidimensional e complexo. Elas se dividem em duas categorias: aquelas que desconsideram atributos espaciais e aquelas que requerem informações espaciais para seus cálculos. Com isso, é possível estimar índices de forma e vizinhança, área central, densidade de bordas, conectividade e dimensão fractal.

Portanto, o estudo das formas de uso e ocupação da terra, da composição e estrutura da vegetação e dos serviços ambientais, com auxílio da análise espacial e o uso de métricas de ecologia da paisagem, constitui uma estratégia crucial para a proposição de medidas que visem à conservação do Bioma Mata Atlântica. Estudos sobre composição e estrutura da vegetação e indicadores ambientais podem indicar o status dos processos ecológicos e da biodiversidade, e o uso sustentável do entorno de uma unidade de conservação amplifica os benefícios proporcionados por esta.

Como hipótese se pressupõe que os efeitos da fragmentação florestal impactam negativamente a biodiversidade. Ainda, que a análise através de métricas da paisagem pode quantificar esses efeitos e contribuir para ações voltadas à conservação, uma vez que a biodiversidade é proporcional à expressão de atributos dos ecossistemas, como a diversidade e os processos ecológicos.

A Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) denominada de Floresta da Cicuta é uma unidade de conservação (UC) da categoria “Uso Sustentável” (BRASIL, 2000). Portanto, é possível de utilização, ainda que com fins determinados e controle do uso, para o cumprimento dos objetivos de manutenção de seus atributos. É a única UC do Estado do Rio de Janeiro cuja fitofisionomia é a Floresta Estacional Semidecidual Submontana (IBGE, 2012), sob tutela federal, possui cerca de 125 ha e localiza-se nos municípios de Barra Mansa (85%) e Volta Redonda (15%), sendo fundamental tanto no sentido da manutenção do espaço para a conservação *in situ* e manutenção dos processos ecológicos e serviços ecossistêmicos, quanto para a realização de pesquisas que possam auxiliar no gerenciamento da unidade de conservação (ICMBIO, 2018).

O objetivo geral deste estudo foi o de investigar a fragmentação na paisagem ao redor da Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Floresta da Cicuta, situada em Volta Redonda e Barra Mansa, RJ, por meio da avaliação espacial e da utilização de métricas da paisagem, bem como da análise da composição e estrutura florística e sua relação com os fatores ambientais e indicadores ecológicos. Pretendeu-se ainda identificar os efeitos desses elementos sobre a beta diversidade na região em estudo.

Para alcançar os objetivos propostos, esta tese foi organizada em três capítulos.

Capítulo I: "Fragilidade Ambiental da Paisagem no Entorno da Área de Relevante Interesse Ecológico Floresta da Cicuta, Volta Redonda e Barra Mansa, RJ"

Este capítulo objetiva a elaboração de um mapa de fragilidade da paisagem e a determinação dos diferentes níveis de fragilidade ambiental no entorno da ARIE Floresta da Cicuta. A metodologia utilizada baseia-se na adaptação do modelo proposto por Ross (1994), que será detalhada para contextualizar as especificidades locais.

Capítulo II: "Análise Espacial da Estrutura da Paisagem no Entorno de uma Unidade de Conservação na Região Sul do Estado do Rio de Janeiro, Brasil"

O segundo capítulo visa a caracterização da estrutura e distribuição dos remanescentes florestais. Através da classificação de imagens orbitais e da aplicação de métricas de ecologia da paisagem, busca-se estabelecer indicadores biológicos e correlacioná-los com a análise espacial, proporcionando uma visão abrangente da dinâmica da paisagem e da integridade ecológica dos fragmentos florestais.

Capítulo III: "Estrutura da Comunidade Arbórea e Diversidade Funcional no Entorno da Área de Relevante Interesse Ecológico Floresta da Cicuta, em Volta Redonda e Barra Mansa, RJ".

Este capítulo tem como objetivo analisar a fragmentação florestal e seus impactos na estrutura composição e funcionalidade dos fragmentos florestais, além da sustentabilidade desses ecossistemas com base em indicadores abióticos. A análise se concentrará na estrutura

da comunidade arbórea e sua composição e diversidade, visando elucidar os efeitos da fragmentação sobre esses aspectos ecológicos cruciais.

Os estudos realizados pretendem fornecer análise da representatividade dos fragmentos florestais em termos de diversidade, composição e estrutura, contribuindo para a conservação da biodiversidade não só na ARIE Floresta da Cicuta, mas também em fitofisionomias semelhantes da Mata Atlântica. Os resultados poderão fundamentar proposições de políticas públicas, como a implementação de corredores ecológicos e a incorporação de fragmentos à ARIE, visando à conservação integrada do bioma.

Para facilitar a compreensão dos capítulos quando lidos de forma isolada, é importante destacar que algumas informações podem ser repetidas, uma vez que a área de estudo é a mesma ao longo de toda a tese.

2. REVISÃO DE LITERATURA GERAL

2.1 Fragilidade Ambiental

As paisagens tendem ao equilíbrio dinâmico frente aos eventos naturais transformadores como a precipitação, a temperatura e os agentes biológicos (COSTA et al., 2015). No entanto, a partir do impacto produzido pelo homem a fim de atender às suas demandas econômicas e sociais, principalmente nos últimos dois séculos, este equilíbrio vem sendo alterado exponencialmente, resultando em erosão dos solos e assoreamento dos cursos e reservatórios de água, sendo o termo fragilidade ambiental sinônimo da desestabilização de um equilíbrio preexistente.

O restabelecimento desse equilíbrio depende da condução dos processos antrópicos a níveis sustentáveis de forma a manter a oferta de recursos naturais, a economia e a manutenção da vida na terra, através do planejamento das atividades humanas e do ordenamento territorial, tendo como base a potencialidade dos recursos naturais e a avaliação da fragilidade dos ambientes (ROSS, 1994).

A fragilidade ambiental é um conceito que surgiu na década de 1970, em resposta à crescente preocupação com a degradação ambiental e a necessidade de desenvolver estratégias para a conservação da natureza, a partir de estudos realizados por Tricart (1970), que propunham a aplicação do conceito de unidades ecodinâmicas, que representava as características naturais de determinado ambiente e suas relações com a capacidade de reação aos processos morfogenéticos e a intervenção antrópica, e que resultariam na resiliência ou fragilidade a estas, levando-se em consideração a escala temporal.

A partir desta abordagem, Ross (1994) propõe um modelo conceitual (teórico) para avaliação da fragilidade ambiental, baseada em três fatores principais: o ambiente físico, a interação humana e a estabilidade do ecossistema, incluindo características naturais do ambiente, como a vegetação, a topografia, geologia, clima e recursos hídricos, que determinam a fragilidade potencial, e a interação referente às atividades humanas como a agricultura, a mineração e a urbanização, que representariam a fragilidade emergente, considerando a capacidade do ambiente de se recuperar frente a esses fatores, sistematizando hierarquicamente e atribuindo valores às essas variáveis.

Crepani et al. (2001), propõem uma abordagem prática para avaliação da fragilidade ambiental, através de um modelo que considera a fragilidade sob o ponto de vista de Unidades Territoriais Básicas (UTBs), com base nos fatores geologia, geomorfologia, solos, vegetação e uso da terra, como indicadores de fragilidade e na associação destes a informações temáticas pré-existentes como mapas geológicos, pedológicos e de cobertura vegetal e pluviométricos e o cruzamento das informações relativas a cada UTB, que resultariam no mapeamento temático da fragilidade ambiental e no gerenciamento racional do uso da terra, como por exemplo, a manutenção da vegetação em áreas de alta fragilidade.

Spörl e Ross (2004), contribuem para a análise da fragilidade ambiental relacionando-a ao risco de desestabilização das paisagens frente aos processos tanto naturais quanto antrópicos, e que as alterações do ambiente são função das suas características genéticas, bem como, proporcionais à intensidade destes processos, principalmente os antrópicos, comprometendo desta forma, a funcionalidade do sistema. Os autores afirmam que a avaliação conjunta dos fatores genéticos do ambiente e dos fatores de desestabilização, podem resultar no diagnóstico de categorias hierárquicas da fragilidade ambiental de determinada paisagem.

Várias pesquisas têm sido desenvolvidas no Brasil com o intuito de avaliar a fragilidade dos ambientes. Gonçalves et al. (2011), entre outros autores, consideram a fragilidade ambiental como a susceptibilidade aos danos resultantes da atividade humana e o consequente rompimento do equilíbrio dinâmico inerente a determinado ambiente, devido ao uso intensivo

dos recursos naturais e da poluição, considerando a premissa de que o todo é maior que a soma de suas partes, conforme a teoria geral dos sistemas, e a hierarquização pela atribuição de pesos aos fatores intervenientes.

Os autores citados utilizam como critérios para a análise da fragilidade dos ambientes as variáveis ou fatores, geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, clima e uso e ocupação do solo, sendo a geomorfologia a principal destas e, portanto, a que maior peso possui para a tomada de decisões, sendo os valores destas variáveis resultantes da média entre os valores individuais de cada uma destas, os quais resultam da análise dos dados contidos em mapas ou cartas relativas aos respectivos temas, associadas a fatores como a pluviosidade, distribuição das chuvas e níveis de pressão antrópica.

A avaliação da fragilidade dos ambientes naturais, tanto aqueles com alto grau de intervenções antrópicas, quanto os que estão sujeitos apenas às modificações impostas pelos fatores naturais, tem o objetivo de indicar os distintos pesos das diferentes variáveis em determinado contexto, frente a alterações, principalmente em áreas com alto grau de modificação impostas pela atividade humana, levando em conta as formas de uso do solo, utilização dos recursos naturais, fatores genéticos da geomorfologia e modificadores do ambiente como os climáticos, e os princípios da ecodinâmica (ROSS, 1994; COSTA et al., 2015).

A importância dos estudos sobre a fragilidade dos ambientes está estreitamente relacionada ao planejamento territorial, seja de áreas com maior nível de intervenção humana, seja de áreas protegidas como as unidades de conservação, pois permitem a identificação das vulnerabilidades destas áreas e a atuação no sentido da restauração ou conservação da biodiversidade e a definição de diretrizes a serem implementadas com esse objetivo, além de servirem como base para o zoneamento e o gerenciamento do território (ROSS, 1994).

No entanto, segundo Fagundes e Queiroz Filho (2014), algumas observações devem ser feitas para que a análise da fragilidade ambiental possa ter eficácia, sendo de extrema importância nesse sentido a consideração da escala, seja da área a ser estudada, ou da compatibilidade entre esta e a escala dos mapas temáticos que serão utilizados como base para a análise, principalmente quando se utilizam métodos de sensoriamento remoto, em função do objetivo desejado.

A maioria dos estudos sobre fragilidade ambiental consultados refere-se a escalas que abrangem municípios, bacias hidrográficas e microrregiões, como os realizados por (RODRIGUES, MONTEIRO & SOUZA, 2018; SUTIL, GONÇAVES & VIEIRA, 2020). No entanto, Gonçalves et al. (2011), utilizaram a classificação contínua através de médias ponderadas para cada tema e a integração destes, obtendo resultados satisfatórios para análise de áreas com menores dimensões.

Mesmo sendo baseada em conceitos empíricos, a partir do princípio da ecodinâmica e da definição de metodologias de estudo dos processos internos, onde a variável geomorfologia tem papel preponderante, da ponderação dos dados obtidos de cada uma das variáveis ou temas, os modelos de análise da fragilidade ambiental permitem avaliação da fragilidade de determinado ambiente, a qual, tem papel fundamental para o planejamento ambiental e proposição de ações que visem garantir a gestão do território de forma sustentável (SPÖRL & ROSS, 2004).

2.2 Mata Atlântica

O bioma Mata Atlântica é formado por conjunto de ecossistemas diversificado, constituído por fitofisionomias desde a Floresta Estacional Semidecidual até sistemas associados como os Campos de Altitude (IBGE, 2012), relacionados ao clima do local de ocorrência. Caracteriza-se pela exuberância de fauna e flora, cuja biodiversidade, pode em

determinadas áreas, superar à amazônica. Em seu domínio podem ser encontradas mais de 20.000 espécies vegetais, sendo aproximadamente 40% destas endêmicas, mais de 2.000 espécies entre aves, anfíbios, peixes, répteis e mamíferos. Toda essa dimensão lhe conferiu os títulos de Reserva da Biosfera e Patrimônio Natural Mundial, concedidos pela Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (Unesco) (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2019).

A Mata Atlântica abrange 17 estados brasileiros e mais 3.000 de seus municípios, desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul, além de áreas do norte da Argentina e leste do Paraguai. Concentra sete das nove grandes bacias brasileiras, incluindo a do rio Paraíba do Sul, assegurando o recurso água em quantidade e qualidade a mais de 110 milhões de brasileiros, além da prestação de serviços ecológicos e ambientais como a polinização, conservação do solo e da água, e de atividades como o ecoturismo, a agroecologia e geração de energia, ratificando o enorme potencial para a conservação da biodiversidade (OLIVEIRA, 2022). A Mata Atlântica abriga mais de 1.500 unidades de conservação em terras públicas, as quais protegem 10,6% do bioma, além de 1.200 Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN's), evidenciando o enorme potencial não só ecológico, mas econômico e social (MMA, 2022).

Por outro lado, o processo de dilapidação dessa enorme riqueza faz parte da história brasileira desde a colonização (DEAN, 1996), agravando-se com o desenvolvimento econômico e com a ocupação do litoral brasileiro ao longo do tempo, restando atualmente apenas 15,4%, dos 1,3 milhões de km², aproximadamente, de sua área original, distribuídos em forma de fragmentos com tamanhos variados e desconexos, sendo um terço destes situados em unidades de conservação (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2020). Desta forma, o bioma Mata Atlântica está entre um dos 35 *hotspots* existentes no mundo, devido à alta biodiversidade e grau de endemismo que possui, bem como, de ameaça à essa biodiversidade. Do total de espécies ameaçadas de extinção no Brasil, dois terços se encontram neste bioma (Myers et al., 2000; TNC, 2019).

Embora o Brasil seja um dos signatários da carta “Nova história para a Mata Atlântica”, concebida em 2015, assumindo o compromisso de desmatamento ilegal zero, até 2018 (MANTOVANI, 2016), dados do relatório da Fundação SOS Mata Atlântica/INPE (2019) mostram que entre os anos de 2018 e 2019, no estado do Rio de Janeiro, houve aumento em área desmatada (de 44 para 91 hectares), enquanto em outros estados brasileiros tenha ocorrido um decréscimo de 9% na taxa de desflorestamento (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2020).

Essas perdas de florestas comprometem os serviços ecossistêmicos, que são aqueles prestados ao homem pelos ecossistemas como a ciclagem de nutrientes e de energia, e resultam dos processos ecológicos, que são o resultado das interações entre fatores bióticos e abióticos que permitem o funcionamento e a manutenção dos ecossistemas, podendo, portanto, interferir na quantidade e qualidade das águas, do ar, regulação climática e na estabilização das encostas, além da perda da biodiversidade causada pela redução de habitat, promovendo extinções locais e, até definitivas, devido ao endemismo (COSTA & MELO, 2020, MMA, 2022).

Todos esses fatores comprometem os serviços ecossistêmicos de provisão, entendidos como aqueles que podem gerar recursos econômicos, e cooperam para a perda de oportunidades de geração de recursos monetários como os originados do desenvolvimento de medicamentos e cosméticos, turismo, pesca e prejuízos decorrentes do aumento do custo de tratamento para potabilidade da água, diminuição da vazão dos cursos e menor capacidade de geração de energia e da perda de biodiversidade; ainda como exemplo, a perda estimada em termos de créditos de carbono, que pode chegar a U\$ 2,6 bilhões (MMA, 2022; OLIVEIRA, 2022).

Outras formas de serviços ecossistêmicos são os de suporte como a ciclagem de nutrientes e a polinização e dispersão de sementes, os quais promovem a perenidade da vida em todas as suas formas. Além destes os serviços de regulação, que promovem a estabilidade

dos processos ecossistêmicos como os ciclos hidrológicos e climáticos, e os serviços ecossistêmicos culturais, que são benefícios não naturais resultantes da biodiversidade que proporcionam ao homem oportunidades de vivências espirituais, recreativas e de desenvolvimento intelectual (MMA, 2022).

Todas essas consequências resultam do processo antrópico de uso e ocupação da terra, que acarretam a fragmentação florestal e seus efeitos como o de borda, redução de habitats e da conectividade entre estes, além da ocorrência de incêndios e invasões por espécies exóticas, as quais têm fortes impactos sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, impactos estes muito mais graves em áreas protegidas, como as UCs, principalmente quando estas situam-se em grandes centros urbanos (DIMOBE et al., 2017).

2.3 Ecologia da Paisagem

A paisagem já figurava na percepção do ser humano desde muito antes da formulação dos conceitos que nortearam seus estudos e a inseriram na metodologia científica, esta percepção se baseava na observação do ambiente, ainda que de forma embrionária, para atender à questões práticas cotidianas, ou contemplativas, e suas expressões encontram-se desde as primeiras formas de representação pré-históricas, até aquelas evidenciadas pela arte, ciência e cultura (MAXIMIANO, 2004).

As primeiras discussões sobre paisagem sob o ponto de vista científico surgiram na Alemanha, no início do século XIX, através do geógrafo e naturalista Alexander Von Humboldt. Segundo Vitte & Silveira (2010), o termo paisagem, na concepção deste cientista, envolve aspectos científicos, artísticos e filosóficos, abrangendo as variações das características dos elementos que compõem a paisagem, quanto às diferenças nas formas, do posicionamento destes em relação ao contexto espacial, e de suas relações geográficas que, no caso de entes biológicos, estão ligadas ao clima e a localização geográfica, resultando em padrões espaciais como função da heterogeneidade natural e cultural.

A partir de então, a utilização desse conceito se difundiu e foi atualizada, no sentido de unificar o conhecimento científico e a cultura em uma visão integrada da paisagem, sendo ratificado pelo geógrafo francês Vidal de la Blache entre os séculos XIX e XX, que propunha que a paisagem de determinada região, é não somente um reflexo ecológico, mas também sociológico, ideológico e econômico, impressos pela sociedade que a habita (MAXIMIANO, 2004; ARTS et al., 2017; CHRISTENSEN, BRANDT & SVENNINSEN, 2017).

Esta visão visava uma reflexão sobre as versões da paisagem representadas exclusivamente pela pintura, conforme a visão crítica exposta pelo escritor francês François-René de Chateubriant (1768-1848) sobre as versões da paisagem representadas pela pintura, devido a seu aspecto frio e preso ao caráter da perfeição das formas utilizado na representação, em detrimento daquele que considerava os aspectos simbólicos e sutis da paisagem, incluído a dinâmica do tempo e as obras humanas nela contidas, refletindo a influência marcante da cultura na construção da visão de paisagem (GOMES JUNIOR, 2014).

Dessa forma, a paisagem estrutura-se como conceito a partir da percepção visual do espaço, ou seja, uma visão mais ampla, indiferenciada e impessoal, até a do lugar, entendido como o espaço a partir do momento em que o homem (observador), inicia com este uma relação mais concreta, com atribuição de valores, conforme sua concepção filosófica e cultural, estando relacionada com o sentido de orientação do observador em relação à sua posição no espaço, bem como, com percepções mais abstratas como por exemplo, a relação entre horizonte e futuro (TUAN, 1983).

As abordagens sobre o conceito de paisagem se desenvolveram concomitantemente à sua exposição ao debate técnico e filosófico, resultando em compreensões distintas, mas não contraditórias. Para Gosgrove (1998), a paisagem reflete o comportamento da sociedade que

nela se insere em determinado momento, sendo portanto, por ela modificada, dotada de significados e estando em constante transformação, inserindo na abordagem do componente “transformação”, estando portanto, corelacionada ao aspecto cultural.

Mais recentemente, outros autores intensificaram as discussões acerca do tema, introduzindo abordagens que associaram à concepção geográfica a componente ambiental, no sentido de observação das consequências das alterações do ambiente pelo homem ao longo do tempo. Para Santos (2002), “*a paisagem é um conjunto de formas que em um dado momento exprime heranças que representam as sucessivas relações localizadas entre homem e natureza*”, considerando portanto, a dinâmica da natureza e a relação histórica do homem com ela, para assim entender a paisagem resultante no presente.

Já para Ab`Saber (2003), a paisagem resulta dos processos pretéritos e atuais de origem geológica, física e biológica que remodelam a topografia, podendo ser visualizada como um “*conjunto de elementos naturais ou artificiais, sempre atrelados a uma herança*”, imprimindo forte tendência ao caráter científico como base para a compreensão da paisagem no sentido da conservação. Em relação ao Brasil, segundo este autor, “*ela representa um mosaico contendo as principais paisagens e ecossistemas tropicais, os quais resultam em domínios morfoclimáticos*”, os quais podem, portanto, ser estruturados em formas de polígonos com suas respectivas áreas core, com suas zonas de transição e de contato e suas diversas combinações, abrindo possibilidades para estudos em menor escala.

Segundo Metzger (2001), a ecologia da paisagem é um ramo do conhecimento no contexto da ecologia, que pode ser conceituada como a abordagem de determinado ponto de vista, da heterogeneidade de unidades componentes da paisagem que interagem entre si, sendo esta heterogeneidade perceptível para pelo menos um fator e conforme a visão de um determinado observador e em uma determinada escala, sendo influenciada por duas abordagens principais, a ecológica centrada no contexto espacial e nos processos ecológicos e da importância destas relações entre estes, para a conservação da biodiversidade, e a geográfica que visa a influência antrópica sobre o espaço e o ordenamento do território.

Estas abordagens se entrelaçam historicamente a partir da necessidade do planejamento do território e em função do desenvolvimento econômico e tecnológico, oportunizado pela disponibilização de fotos aéreas, permitindo espacialização em perspectiva e a visualização da relação entre os aspectos fitossociológicos e a paisagem, que evidenciam-se a partir dos estudos em ecologia de paisagens realizados pelo geógrafo alemão Carl Troll, a partir de 1939, recebendo contribuições de outros autores como Tricart posteriormente, até 1979 período conhecido como o de “fundação da ecologia da paisagem”(MILOVANOVIC` & RODIC`, 2020).

A definição do termo ecologia da paisagem sofre influência de duas abordagens ou escolas, a abordagem geográfica ou escola europeia, a partir dos anos 40, baseava-se na geografia e visava compreender a interação da sociedade com a natureza, e questões como o uso e ordenamento territorial e fitossociologia. Já a abordagem ecológica ou escola americana, que se evidencia a partir dos anos 80, visa a compreensão das consequências dos padrões espaciais sobre os processos ecológicos, a partir da teoria da biogeografia de ilhas e de estudos da fauna e conservação da biodiversidade (METZGER, 2001).

A partir de 1980 até os dias atuais, a disciplina passa por outros quatro períodos, os de estabelecimento (1980-1987) com os estudos de Bertrand e Forman & Godron; solidificação (1988-1991) representado por Zonneveld entre outros; retrospecção e nova articulação (1992-2005) e; do desenvolvimento estável (2006 - atual), com as contribuições de Barret e Metzger (NUCCI, 2007; PEREIRA COSTA, 2020).

No Brasil, os estudos e publicações sobre ecologia da paisagem tiveram aumento considerável a partir do ano 2000, evidenciando-se o aspecto quantitativo, em relação à natureza mais descritiva dos trabalhos realizados, principalmente em anos anteriores a 2000. Estes

estudos concentram-se nas áreas de geografia e ecologia, com destaque para as áreas engenharia florestal, agronomia e biologia, entre outras (PIVELLO & METZGER, 2007).

Para o objetivo deste estudo, as definições de Forman & Gordon (1986) e de Pojar (1994), que se baseiam na estrutura, função e dinâmica de ecossistemas, em determinadas área e escala, área esta dotada de heterogeneidade entre seus componentes, fazem mais sentido.

Entendida como abordagem holística e interdisciplinar, a ecologia da paisagem tem como objetivo entender os padrões e interações que nela ocorrem nas escalas cartográfica, espacial ou temporal, considerando tanto as paisagens naturais quanto aquelas “construídas” pelo homem, mostrando-se como uma importante ferramenta metodológica para atingir este objetivo. No entanto, por se tratar de área do conhecimento relativamente recente, necessita mais estudos que possam aprimorar suas técnicas, no sentido de sua consolidação como ciência (SOLÓZANO & SILVA SALES, 2018; PEREIRA COSTA, 2020).

Os estudos em ecologia de paisagens baseiam-se em três aspectos fundamentais: a estrutura, que visa quantificar seus elementos constituintes e possibilitar a análise dos outros dois elementos; a função e mudança da paisagem, que representam a interação entre seus elementos; e a alteração na estrutura e função dos mesmos, os quais, aliados à tecnologia da informação como SIG, geoprocessamento e métricas da paisagem, geram informações que permitem a análise espacial, como por exemplo, da fragmentação florestal e seus efeitos, como o de borda, os incêndios e a redução de habitat (FORMAN & GORDON, 1986).

A par das divergências teóricas sobre o que é a paisagem, com base em significados objetivos e subjetivos, podemos dizer que ela é um conceito-chave a partir do qual é possível construir diversificadas abordagens para a compreensão do espaço em que habitamos, em função das consequências de nossas ações, como a redução da cobertura vegetal para atendimento às necessidades urbanas, por exemplo, e assim, dimensionarmos esses efeitos com vistas à utilização racional dos recursos componentes da paisagem.

2.4 Sensoriamento Remoto, SIG e Classificação de Imagens na Ecologia da Paisagem

A partir da primeira guerra mundial, o advento da tomada e processamento de fotos aéreas possibilitou a análise mais rápida de áreas mais extensas, abrindo uma nova perspectiva para o estudo de paisagens, intensificando-se o uso desta tecnologia a partir do registro de séries de imagens da mesma área, em diferentes épocas (CHRISTENSEN, BRANDT & SVENNINSEN, 2017).

Posteriormente, a aplicação de tecnologia de geoprocessamento permitiu a análise de mudanças na paisagem, como o desmatamento (SILVA & SCHWINGEL, 2021), estudos sobre fragmentação e conectividade (SANTOS & ROCHA, 2020), ou mesmo, para planejamento da criação e gestão de áreas protegidas (SAITO et al., 2016; MÜLLER & OLIVEIRA, 2020). O progresso das tecnologias de coleta, processamento e modelagem de dados, a partir de sensores remotos, relaciona-se intimamente ao desenvolvimento dos estudos em ecologia da paisagem, por permitirem a automação das imagens orbitais e a transformação em informações sobre feições espaciais em diversas escalas (YU et al., 2019, PEREIRA COSTA, 2020).

As imagens utilizadas na ecologia de paisagens podem ser fotografias aéreas ou resultantes da captação da energia refletida por objetos situados na terra por satélites, localizados em sua órbita, sendo suas aplicações as mais variadas, como por exemplo: o monitoramento da vegetação e de corpos hídricos, tanto para um dado momento, como por séries temporais, as quais possibilitam a caracterização, dimensionamento e o acompanhamento da dinâmica destas, em relação a determinado parâmetro (WANG, ZHAO & ZHAO, 2022).

As imagens de satélite são mais utilizadas, devido à facilidade de aquisição e praticidade de uso, sendo de grande importância para estudos de ecologia da paisagem. O seu processamento permite a identificação e classificação de áreas distintas da paisagem,

permitindo a análise espacial e avaliação da conservação da biodiversidade e das relações existentes entre seus elementos, como fragmentos florestais, e servindo de base para indicação de prioridades em ações que visem a conservação (ERINJERY, SINGH & KENT, 2018).

Sistemas de Informações Geográficas ou SIG são o conjunto de *softwares* que integram dados, equipamentos e usuários para análise de dados georreferenciados, sendo essenciais em qualquer estudo que vise o gerenciamento do espaço, por permitir a visualização de relações, padrões e tendências relativas aos componentes da paisagem, contando ainda com a disponibilidade de ferramentas gratuitas, revelando-se portanto, de grande utilidade para o gerenciamento dos recursos naturais (STATUTO, CILLIS & PICUNO, 2019).

2.5 Tecnologia Aplicada ao Estudo da Paisagem

O mapeamento e classificação de áreas com base em satélites passou a ser mais utilizado a partir de 1972, com o lançamento do sensor LANDSAT-I. Desde então o seu uso se intensificou e desenvolveu com o advento dos computadores pessoais e respectivos *softwares*, como o ArcGis, criado em 1969, pela empresa americana *Environmental Systems Research Institute* (ESRI), a partir do software ArcINFO, e o FRAGSTATS (McGARIGAL & MARKS, 1994).

A partir de 2000, progressos significativos ocorreram devido ao desenvolvimento de algoritmos que processavam imagens baseados em lógicas como as de árvores de decisão (DENGSHENG & BATISTELLA, 2012). Tal processo também pode ser apoiado em pixels (subdivisão geométrica mínima de uma imagem), de forma automática (não supervisionada), pelo software (supervisionada) ou semi-automática (com intervenção do usuário para a classificação) (RODRIGES & SILVA, 2002).

A classificação de imagens visa organizar os elementos da paisagem conforme sua semelhança espectral (características que os distinguem), como forma composição e localização. Para sua execução são utilizados os classificadores ou algoritmos, método mais utilizado para esse fim atualmente, os quais processam imagens que resultam em mapas de classes como solos, vegetação e corpos hídricos permitindo a caracterização de quanto as suas formas, dimensões, estrutura e posicionamento em relação aos outros elementos da paisagem, através de métricas da paisagem (DHINGAR & KUMAR, 2019).

Para o processamento de imagens existem diferentes geotecnologias, como exemplos o ArcGIS, que depende de licença para uso, e o QGIS, o ILWIS e o SPRING (MILARÉ, SILVA & FILHO, 2016), que são de livre acesso. Sendo o QGIS um programa de código aberto, portanto, com possibilidade de alteração colaborativa por qualquer usuário (QGIS BRASIL, 2016). Outros *softwares* também livres e muito utilizados para processamento de métricas da paisagem, são o FRAGSTATS (FERNANDES & FERNANDES, 2017) e o “R”, que além de executar outras funções, também é de código aberto (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2006).

O FRAGSTATS é um *software* desenvolvido para quantificar a estrutura da paisagem através de métricas relacionadas à área, fragmentos, bordas e vizinhança, entre outras, em três níveis de abordagem (MCGARIGAL & MARKS, 1994). Esse sistema pode estar integrado a um SIG e ser utilizado para a análise e compreensão das relações entre os componentes ou unidades da paisagem, como os fragmentos florestais. Os produtos podem servir de base para indicar alternativas de uso da terra no entorno de unidade de conservação, para a reversão de processos de degradação ambiental, como a formação de corredores de diversidade, para aumentar seu potencial no sentido da conservação da biodiversidade (PIROVANI et al., 2014).

Segundo Kubacka (2019), o uso de métricas da paisagem, com o apoio do *software* FRAGSTATS, pode indicar a eficiência da proteção em áreas destinadas à conservação, fornecendo dados quantitativos que são mais consistentes que os qualitativos. Desta forma, é

aumentada a capacidade decisória dos gestores dessas áreas, que pode ocorrer em três níveis de abrangência, paisagem, classe ou fragmentos, sendo necessária a complementação dos dados através de estudos detalhados e em campo.

2.6 Métricas da Paisagem

As métricas ou índices de paisagem correspondem a formas de quantificação do arranjo dos fragmentos, quanto à suas estrutura e composição na paisagem, possibilitando avaliações com base em imagens classificadas e interpretadas conforme grupos de parâmetros ou variáveis. No primeiro caso caracteriza a configuração espacial e o contexto das manchas. As classes integram informações relativas a todas as manchas de determinada classe. Quanto ao nível paisagem, há integração da informação de todos os tipos distintos de manchas e classes componentes do mosaico da paisagem. Essas métricas dividem-se nos níveis: classe, fragmento e paisagem, com base em parâmetros como a área, bordas, forma, vizinho mais próximo, contágio, mistura, diversidade, dentre outros (MCGARIGAL & MARKS, 1994; METZGER 2009).

O objetivo destas métricas é a caracterização de manchas, mosaicos, ou da paisagem como um todo, quanto a suas dimensões, formas e distribuição espacial. Estas métricas podem ser usadas, por exemplo, para a quantificação do grau de fragmentação, isolamento, e conectividade entre fragmentos, que podem ser considerados sinônimos de manchas isoladas componentes da classe fragmentos (METZGER, 2009).

A partir da classificação e do processamento das imagens pode-se avaliar a integridade ambiental de áreas, como por exemplo, uma unidade de conservação (SILVA & SCHINGEL, 2021). Conceitos de ecologia de paisagem associados à utilização das respectivas métricas e à outras técnicas, como modelos de representação, avaliação, mudança, impactos e decisão, permitem a caracterização e classificação de fragmentos florestais, bem como suas análises quantitativas e qualitativas, de forma a indicar o grau de integridade da vegetação e orientar ações que visem a adequação do uso da terra à conservação da biodiversidade e no entorno de UCs (FONSECA, RIBAS E MOURA, 2016).

Segundo Müller & Oliveira (2020), esses conceitos podem ser utilizados para avaliação da efetividade de UCs como o Parque Estadual da Costa do Sol, no Rio de Janeiro, mostrando a efetividade como instrumento para a conservação da biodiversidade, incluindo ainda, a importância de áreas não inseridas na UC para consecução dessa finalidade.

Em análises baseadas nos aspectos espacial e temporal, Saito et al. (2016) indicaram transformações estruturais em Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), no Espírito Santo, quanto à fragmentação, expansão de áreas de florestas, corredores ecológicos e conectividade. Também revelou que áreas agrícolas e de pastagem são fatores que impactam negativamente a UC, indicando que políticas voltadas à recomposição da vegetação são importantes para o desenvolvimento e conservação do entorno desta.

Erinjery, Singh & Kent (2018), analisando reservas ambientais situadas nas colinas de Nelliampathy, Índia, concluíram sobre a sua representatividade em relação à região dos Ghats Ocidentais, em função do clima, da topografia (altitude) e endemismos. Segundo os autores, fragmentos ali existentes compõem o habitat de espécies de animais, indicando que a utilização de métricas de ecologia da paisagem relacionam-se a parâmetros ambientais e são eficientes para o mapeamento, caracterização e monitoramento da vegetação, fragmentação e forma das manchas ou fragmentos, além de outros fatores relevantes para conservação da biodiversidade em área protegidas.

Em estudo realizado na reserva para conservação da biodiversidade Nazinga Game Ranch, em Burkina Faso, na savana africana, Dimobe et al. (2017), através de imagens de satélite e com base em conceitos de ecologia da paisagem, constataram alterações distintas na

composição tanto a nível de paisagem, como de classes nesta contida, e que, além do crescimento populacional, o desequilíbrio na população de elefantes seria um dos principais fatores responsáveis pela degradação desta área.

2.7 Biodiversidade nos Trópicos e no Brasil

Diversas hipóteses são apresentadas para explicar os processos responsáveis pelos padrões de diversidade, haja vista que a diversidade não está distribuída homogeneousmente no espaço geográfico. A maioria das hipóteses sobre a distribuição da diversidade foi formulada a partir do gradiente latitudinal de riqueza, onde regiões de menor latitude possuem maior riqueza de espécies que regiões de maiores latitudes (PIANKA, 1966). Porém, outras surgiram baseadas em princípios históricos, geográficos e climáticos, que em conjunto proporcionaram condições mais favoráveis à especificação, diversificação e especialização das espécies (MITTELBACH, 2007).

Os ecossistemas tropicais abrangem cerca de 40 % da superfície do planeta e abrigam mais de 75% do total das espécies, mais de 90 % das aves e de 75% das plantas, anfíbios, peixes, mamíferos e formigas, além de alto grau de endemismo, denotando sua importância em termos globais, seja para manutenção da diversidade genética, como para suprimento de serviços ambientais e ecológicos (BARLOW et al., 2018).

A zona tropical engloba ecossistemas florestais (Amazonia e Mata Atlântica), Savanas (Cerrado), áreas alagadas (Pantanal), Florestas Secas (Caatinga), bem como uma imponente malha de sistemas fluviais. O Brasil localiza-se nesta zona e um dos países com maior biodiversidade do mundo, abrangendo 17% da superfície terrestre do planeta e abrigando cerca de 20% de todas as espécies vivas conhecidas (SISBR, 2022).

No entanto, as atividades antrópicas de ocupação desordenada e de exploração dos recursos naturais de forma predatória, resultam em processos como o de fragmentação florestal, que restringem espécies em “níchos de sobrevivência” e a ocorrência de metapopulações, reduzindo a base genética destas e acarretando a possibilidade de extinção, seja local, ou global (PEIXOTO, LUZ & BRITO, 2016; MAGNUSSON et al., 2016).

2.8 Estudos Sobre Biodiversidade

O termo “diversidade biológica” foi utilizado pela primeira vez pelo cientista e conservacionista Raymond F. Dasmann, e foi citado em 1968, no livro *A Different Kind of Country*, entretanto, somente na década de 80 seu uso tornou-se frequente no meio científico (FRANCO, 2013).

Já a palavra “biodiversidade” foi concebida por Walter G. Rosen, em 1985, por ocasião do “National Forum on Biodiversity”, realizado em Washington, em 1986, como uma contração de diversidade biológica, sendo citado pela primeira vez por Edward O. Wilson nos anais do *National Forum on Biodiversity*. Esse período foi marcado pela preocupação não só do meio acadêmico, mas de membros da sociedade em geral, com o conhecimento para a conservação da diversidade biológica, frente ao crescimento exponencial do número de extinções resultantes do processo de desenvolvimento tecnológico (SARKAR, 2002; NOSS, 2004).

Ainda em 1985 foi fundada a “Society For Conservation Biology” (SCB), marcando a formação de um novo campo interdisciplinar dedicado à conservação da diversidade biológica, com a publicação do manifesto “O que é Biologia da Conservação?”, por Michael E. Soul's, na revista BioScience, em 1985, sendo em 1987 publicado o primeiro número da revista “*Conservation Biology*” que se tornou o principal veículo de divulgação científica e debate sobre as questões relacionadas com a biodiversidade (SARKAR, 2002).

O tema foi ganhando relevância e presença constante nas discussões pela mídia e meio político, até que, em 1992, com a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento” ou Rio 92, onde foi estabelecida a Convenção sobre Biodiversidade” (CDB), além de outros tratados (clima e florestas), sendo um marco no Brasil para a criação da Política Nacional de Biodiversidade, regulamentada pelo decreto 4.339/2002, resultante dos compromissos assumidos pelo Brasil ao assinar a (CDB), relacionados ao uso sustentável dos recursos naturais, bem como ao seu valor intrínseco, indispensável ao equilíbrio natural e bem estar humano (ZAPATER, 2020).

Os estudos sobre a biodiversidade baseiam-se na teoria evolutiva e seus aspectos relacionados, como produção de variabilidade, por reprodução sexual e mutação; seleção natural; adaptação; relações de parentesco ou ancestralidade; especiação; variação de grupos ao longo do tempo, entre outros, considerando inclusive a espécie humana e suas diferentes populações, visando os aspectos econômicos de uso e exploração, e desenvolvimento sustentável; ecológicos ou o valor intrínseco da biodiversidade; ético, patrimonial e cultural; conhecimento, pesquisa e tecnologia; estético e recreacional; político e gerencial, e histórico (JOLY et al., 2017; GUSMÃO, DA SILVA & MEDEIROS, 2017). Vão desde a análise da presença das espécies em determinado habitat, sua abundância, equabilidade e dominância, para determinação dos processos ecológicos resultantes das interações entre essas espécies e destas com outras espécies distintas, até o sequenciamento genético para o estudo da variabilidade dentro de populações e sua relação com processos de extinção, através da coleta de dados que pode ser realizada em campo, por expedições para observação e coleta de material para análises posteriores. No entanto, atualmente o uso de tecnologias como sensoriamento remoto, câmeras armadilha, radiotransmissores e as plataformas de sequenciamento genético de alto rendimento (DNA ambiental), tem reduzido o tempo, o custo, e aumentado a qualidade dos dados gerados (STEPHENSON, 2020).

A diversidade é definida como a variedade de espécies e suas abundâncias relativas, e pode ser caracterizada como diversidade alfa, beta ou gama, estando relacionadas ao espaço ou tempo, e à alteração do número ou riqueza de espécies em relação a estes dois fatores, sendo a diversidade alfa, ou local, a riqueza ou número total de espécies contida em um habitat, a qual está ligada à diferenciação de nicho. Já a diversidade beta aborda a diferenciação na composição de espécies entre dois habitats distintos, e relaciona-se a substituição ou perda de espécies que ocorrem entre estes habitats ou determinadas épocas, ao passo que a diversidade gama, ou regional, trata da riqueza de espécies que ocorre em todos os habitats de determinada região, ou pool de espécies (MAGURRAN, 2004).

A avaliação da diversidade é realizada através de índices baseados no número de indivíduos de cada espécie e respectivo número de espécies que povoam determinado habitat. Para a diversidade alfa os índices utilizam principalmente a riqueza de espécies como os de Margalef e Menhinick, no entanto há aqueles baseados na diversidade como o de Shannon e Weaver, entre outros. A diversidade beta é numericamente relacionada às diversidades alfa e gama, pode ser calculada por coeficientes que utilizam essa relação, ou por aqueles que utilizam associações entre pares de amostras, como os de Whittaker e Harison e colaboradores, e ainda, por aqueles baseados em similaridade (BENONE & MONTAG 2021).

A diversidade é um índice muito utilizado tradicionalmente para avaliação de parâmetros populacionais, baseia-se na relação entre as espécies, o número de indivíduos destas e o número total de indivíduos de determinada área. Ainda que este índice incorpore o peso relativo de cada espécie na quantificação, sua capacidade preditiva a respeito de determinado aspecto fica comprometida, tendo em vista que a condensação de um grande número de dados leva à perda de informação e ainda, que este índice não considera as diferenças, tanto entre quanto dentro das espécies, bem como seus papéis dentro dos sistemas (CIANCIARUSO et al., 2009).

O índice de Shannon Wiener é amplamente utilizado devido à praticidade e por expressar diretamente a diversidade biológica. No entanto, segundo Kanieski, Araujo e Longhi (2010), ele pode sofrer influência das espécies raras, tendendo a atribuir maior valor à estas. Além disso, pode superestimar a diversidade em pequenas amostras ou fragmentos, o que indica sua dependência espacial em relação ao tamanho da mesma e de sua representatividade, quando se trata da variação das espécies em função da área (MAGURRAM, 2004; AMARAL et al., 2013).

2.9 ARIE Floresta da Cicuta no Contexto da Mata Atlântica

A Mata Atlântica é um bioma cuja diversidade, em determinadas áreas, supera a da Floresta Amazônica, além de possuir um alto grau de endemismo (SILVA & CASTELETI, 2005). Tais particularidades resultam da diversidade ambiental característica, que se estende por mais de 27 graus de latitude, por longitudes que vão desde o litoral ao interior do país, além de grande variação altitudinal, em função de fenômenos geológicos pretéritos que moldaram a topografia e ora aproximaram, ora afastaram a Mata Atlântica de outras florestas Sul-Americanas (Figura 1). Esses paleoprocessos contribuíram para a sua história evolutiva, resultando no que hoje conhecemos como um dos hotspots de biodiversidade mais importantes do mundo (RIZZINI, 1997; AB`SABER, 2003).

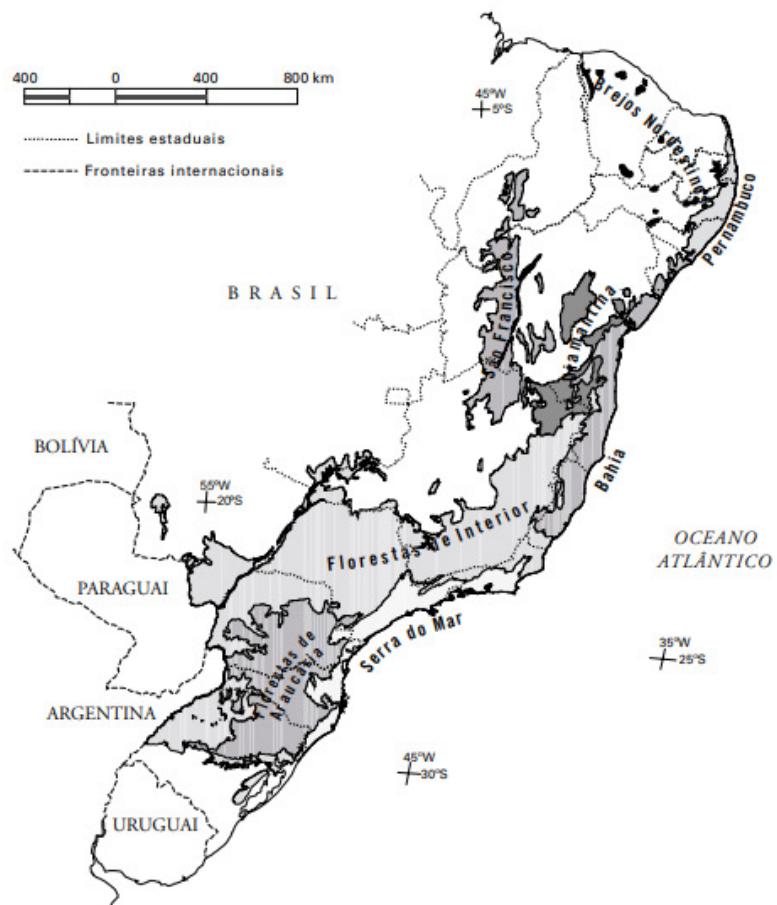


Figura 1. Sub-regiões biogeográficas da Mata Atlântica no Brasil, caracterizadas pela presença de espécies endêmicas: Brejos Nordestinos, Pernambuco, São Francisco, Diamantina, Bahia e Serra do Mar. As sub-regiões de transição são a de Florestas de Interior e a de Florestas de Araucária. Fonte: SILVA & CASTELETI, 2005.

A cobertura original da Floresta Atlântica perfazia cerca de 1.2 milhões de km², abrangendo 17 estados brasileiros, desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul, considerando ainda, parte dos territórios do Mato Grosso, Minas Gerais, Goiás, recobrindo, também, parte da Argentina e do Paraguai (FREITAS et al., 2017). Desde o período colonial, os ciclos históricos de extrativismo, agricultura, pecuária e o avanço e expansão de áreas urbanas e zonas industriais tem diminuído drasticamente a área do bioma Mata Atlântica coberta por vegetação original, resultando em sério risco para a conservação da biodiversidade.

Nesse bioma concentram-se 70% da população e 72% do PIB brasileiros, o que nos dá a dimensão da pressão exercida sobre os recursos naturais nele existentes, seja para suprimento de demandas da indústria, abastecimento de água, uso do solo, ou pela especulação imobiliária (SILVA & CASTELETI, 2005). Dados da Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES) apontam para a perda de 20% na abundância de espécies, em relação ao ano de 1900, com cerca de 30% de anfíbios e 33% de mamíferos (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2019; FAPESP, 2019). Atualmente, estima-se que restem de 11 a 16% de sua cobertura original (RIBEIRO et al., 2009).

No Rio de Janeiro, embora restem 19,6 % da Mata Atlântica, o que poderia, em termos proporcionais em relação ao total para o país ser um alento, houve um aumento de 14,8% no desmatamento, no ano de 2019 em relação a 2018, resultado da intensificação da pressão antrópica sobre seus remanescentes (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2019).

Na feição geomorfológica conhecida como “Mar de Morros”, distribuída por partes dos Estados do Rio de Janeiro, São Paulo e Minas Gerais e Espírito Santo, ocorre a “Floresta Estacional Semidecidual - FES”, característica de ambientes de montanha, a qual está sujeita à dupla estacionalidade climática, com em perda de 20 a 50 % das folhas do total de seus indivíduos arbóreos constituintes, no período de estiagem (IBGE, 2012).

Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Floresta da Cicuta, única Unidade de Conservação (UC) do Estado do Rio de Janeiro, em domínio da FES, sob tutela do ICMBio, foi criada pelo decreto 90.972 de 9/1/1985, em área da antiga Fazenda Santa Cecília, com o objetivo de proteger e conservar um dos últimos remanescentes dessa fitofisionomia, por abrigar espécies endêmicas da fauna e flora local, algumas destas ameaçadas de extinção (BRASIL, 2000; ICMBio, 2018).

Localizada no trecho inferior do Médio Vale do Rio Paraíba do Sul, entre as Serras do Mar, e da Mantiqueira e os municípios de Volta Redonda e Barra Mansa, Rio de Janeiro, esta UC é formada por fragmentos florestais, circundada majoritariamente por pastagens, seguida de remanescentes florestais de variados tamanhos e diferentes estágios sucessionais, além de áreas urbanas e industriais, sendo composta pelas zonas de proteção e e de recuperação que constituem a unidade de conservação, com 131,3 ha, e pela zona de amortecimento, com 1725,0 ha (DA SILVA, 2019).

Dentre as finalidades desta unidade de conservação podem-se destacar: a conservação da biodiversidade e a manutenção dos processos ecológicos como a polinização, dispersão de sementes e recrutamento de propágulos, os quais, podem ser entendidos como componentes da biodiversidade responsáveis pelo funcionamento e automanutenção dos sistemas naturais, além proporcionar espaço para atividades recreacionais e educativas, também, o apoio e o estímulo para o desenvolvimento de pesquisas científicas visando a proposição de alternativas para o seu manejo, possuindo portanto, incalculáveis valores ambiental, social e histórico (PIOVESAN et al., 2013; ICMBIO, 2018; DA SILVA, 2019).

2.10 Fitossociologia, Traços Ecológicos, Fatores Ambientais e Composição Florística

Uma abordagem alternativa à análise da diversidade vegetal é a avaliação da funcionalidade dos ecossistemas. Esta abordagem utiliza indicadores que consideram aspectos

funcionais das comunidades, além de dados quantitativos sobre a diversidade de espécies. Avalia-se os processos ecológicos através de traços ecológicos específicos das espécies, como grupos ecológicos e síndromes de dispersão, permitindo uma compreensão mais abrangente das relações entre comunidades e ambiente (PATCHY & GASTON, 2002; MAGURRAN, 2004).

A configuração e dinâmica das florestas são moldadas pela interação complexa entre elementos bióticos e abióticos, incluindo interações entre espécies e atributos do solo. Esses fatores influenciam processos como a sucessão ecológica. A compreensão dessa relação pode ser aprimorada pela consideração dos atributos funcionais. No entanto, a seleção da abordagem mais apropriada para avaliar esse componente da biodiversidade deve ser cuidadosamente ponderada, considerando se será categórica ou quantitativa, dependendo dos objetivos específicos de estudo (RODRIGUES et al., 2007; CALÇADA & GRELLA, 2016).

A diversidade funcional aborda atributos funcionais (traços ecológicos), que são características individuais dos organismos, morfológicas ou fisiológicas entre outras, que moldam sua aptidão para exercerem suas funções, como os níveis tróficos ou o processo evolutivo, características estas, passíveis de serem obtidas e medidas (TILMAN, 2001; PIOVESAN et al., 2013).

A utilização de atributos funcionais em restauração permite organizar as espécies ou indivíduos em grupos com funções ou respostas similares. Esses atributos podem ser classificados em duas categorias principais: atributos resposta e atributos efeito. Os atributos resposta determinam como uma espécie reage a uma perturbação ou mudança nos processos abióticos ou bióticos em seu ambiente, por outro lado, os atributos efeito são características que influenciam as propriedades do ecossistema, como cobertura do solo, aumento da biomassa, regeneração natural e ciclagem biogeoquímica (DOS REIS, 2024).

Estes traços podem ser utilizados para respostas a efeitos da vegetação sobre o ecossistema em diferentes escalas, além de responder a questões teóricas da ecologia relativas à conservação da biodiversidade e gestão do território, além de servirem como instrumento de medição de manuseio relativamente fácil, de baixo custo e padronizado para estudos que envolvam a funcionalidade de comunidades florestais, como exemplos destes traços (atributos) relativos a plantas vasculares, podemos citar a relação entre altura e diâmetro, grupos ecológicos e síndromes de dispersão (CORNELISSEN et al., 2003).

Segundo Oliveira et al (2020), o conceito de diversidade funcional de comunidades arbóreas baseia-se no conhecimento do compartilhamento das características (traços) resultantes da herança de histórias de vida pretéritas, sendo por isso, importantes para estudos em biodiversidade. Foi introduzido e tem sido utilizado para entender a funcionalidade das espécies e suas interações e efeitos sobre os processos ecológicos (KATTGE, et al., 2011).

Portanto, não é apenas o número de espécies somente, mas a caracterização dos traços funcionais e da diversidade das espécies que os expressam e atuam para o funcionamento do ecossistema (NOCK et al., 2013). Estudos em ecossistemas urbanos apontam que mesmo em áreas com alta riqueza de espécies vegetais, muitas destas espécies apresentam traços semelhantes, resultando na redução da capacidade adaptativa frente a alterações no ambiente (KNAPP, 2012).

No entanto, a teoria *Biodiversity and Ecosystem Functioning* (BEF) que tem como base o entendimento de como a biodiversidade afeta o ecossistema, integrando aspectos das ecologias de comunidades e de ecossistemas, como a competição e a ciclagem de nutrientes, considera as funcionalidades ecológicas das espécies a fim de alcançar a autossustentabilidade de áreas em processo de restauração florestal, inclusive, através da atuação antrópica necessária à consecução desta autossustentabilidade, ou prestação de serviços ambientais (BULLOCK et al., 2011; TILMAN, ISBELL & COWLE, 2014).

O conceito BEF relaciona-se à complementaridade e à redundância funcional, que é a sobreposição dos papéis ou funções, exercidos pelas diferentes espécies em relação à funcionalidade dos ecossistemas, significando que em caso de perturbação que afete determinada espécie, o sistema continuará funcionando, devido à manutenção dos processos ecossistêmicos resultante desta “substituição” de função, por outra espécie, aumentando a estabilidade e a capacidade de respostas a flutuações ambientais (LAWDON & BROWN, 1993; TILMAN & DOWING, 1994; LANARI & COUTINHO, 2010).

Já o conceito de complementaridade, relaciona-se à existência de diferenças entre as espécies (nínhos), que promove a maximização do consumo dos recursos disponíveis e a minimização de recursos não utilizados, esta otimização resulta da coexistência entre os organismos e é função linear e crescente do número de grupos funcionais existentes, permitindo o aumento da eficiência não só de processos como a produtividade primária, mas de outros processos e funções do ecossistema como a regulação do fluxo de matéria, do estoque de N₂ e da resistência a espécies invasoras (TILMAN, 2001; CARDINALE et al., 2006; DOWING et al., 2012).

Os serviços ecossistêmicos podem ser entendidos como os benefícios resultantes das complexas interações entre os entes biológicos e os componentes abióticos da biodiversidade, e dos processos ecológicos e funções ecossistêmicas como a ciclagem de energia e nutrientes, a regulação hídrica e climática, os quais, são potencialmente disponíveis à apropriação direta ou indireta pelo homem, ou para o seu bem estar, como por exemplo, a segurança alimentar, produtos farmacológicos, disponibilidade de água e de espaços que proporcionem recreação, contemplação e atividades culturais como as unidades de conservação (JOLY et al., 2018).

Estes serviços ecossistêmicos podem ser considerados como de provisão, como a oferta de produtos comercializáveis ou utilizáveis pelo homem, como alimentos, madeira e cosméticos; de suporte, que promovem a manutenção e perenidade de todas as formas de vida, como a polinização, dispersão de sementes e ciclagem de nutrientes; de regulação, que propiciam a estabilidade e manutenção de serviços ecossistêmicos como a regulação dos ciclos hidrológico, climático e do carbono; e culturais, que são benefícios imateriais resultantes da biodiversidade, que permitem ao homem experiências contemplativas, espirituais e estéticas, promovendo o seu desenvolvimento intelectual (MMA, 2022).

Segundo Nascimento et al. (2018), devido ao baixo custo, praticidade de execução e facilidade de expressão na forma de documento técnico, se tornaram ferramenta amplamente utilizada no estudo de problemas ambientais, evoluindo substancialmente desde o início de sua conceituação até a atualidade. Portanto, podem ser utilizadas no monitoramento ambiental e auxiliar na tomada de decisões quanto à mitigação de impactos antrópicos (OCDE, 1993).

Para o estudo da diversidade funcional podem ser utilizados diversos parâmetros como a filogenia (HIDASI-NETO et al., 2012), e a diversidade florística (KENVEL et al., 2003; VILLÉGER et al., 2010). Estes podem ser avaliados através de dados oriundos de traços funcionais, como a forma de crescimento (fitossociologia), os quais, após processados, podem ser utilizados para a análise das características funcionais e das relações entre ambiente e composição de fragmentos ou manchas (CORNELISSEN et al., 2003).

Os índices fitossociológicos são cruciais na análise da vegetação, revelando dados sobre sua estrutura e dinâmica. Eles se baseiam na distribuição das espécies em uma área, fornecendo informações sobre padrões ecológicos. As florestas urbanas, embora atenuem os efeitos negativos da urbanização, sofrem com sua fragmentação devido à expansão urbana. Levantamentos da diversidade e estrutura desses fragmentos são essenciais para entender e preservar esses remanescentes (PIMENTEL, DE PAULA & VIANA, 2024).

A fitossociologia estuda a vegetação em determinado local, analisando sua caracterização, distribuição e dinâmica por meio de estudos qualitativos e quantitativos. Os índices fitossociológicos são medidas estatísticas que quantificam a relação entre espécies

vegetais em uma comunidade, considerando fatores como densidade, cobertura e importância relativa. Esses índices são fundamentais em ecologia, botânica, conservação da biodiversidade e planejamento ambiental, fornecendo informações cruciais para estudos e manejo de áreas naturais (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974; IBGE, 2012).

Estes estudos permitem calcular a diversidade em uma comunidade vegetal, fornecendo informações sobre a riqueza e equitabilidade das espécies presentes, monitorar mudanças na composição da vegetação ao longo do tempo, auxiliando na detecção de impactos ambientais, como desmatamento e mudanças climáticas, classificar e comparar diferentes tipos de vegetação com base em sua estrutura e composição florística, facilitando a identificação de padrões de distribuição de espécies em diferentes habitats e o planejamento e manejo de unidades de conservação, auxiliando na definição de estratégias de conservação e na avaliação da eficácia das práticas de manejo (EPIFÂNIO et al., 2021; COSTA et al., 2022).

Nesse estudo foram utilizados parâmetros relativos à composição, como riqueza e abundância das comunidades arbóreas, que podem ser utilizados para caracterização da diversidade da área de estudo. A abundância é o número de observações realizadas relativas aos indivíduos das espécies que ocupam determinada área, e pode ser expressa tanto em termos absolutos, quando leva em consideração esta área, ou relativos, quando se tem como base o número total dos indivíduos de todas as espécies, sendo comumente utilizada para sua expressão o percentual FELKER et al., 2018).

A riqueza de espécies assim como a abundância, pode ser calculada em termos absolutos ou relativos e pode revelar a ocupação do espaço pelas espécies ou indivíduos e refletir a variedade e o arranjo destes em função das condições e recursos ecológicos disponíveis, além da influência da competição, predação e fatores antrópicos, como a exploração seletiva, sendo frequente para a expressão destes parâmetros, o uso do índice de Shannon-Weaver (FREITAS & MAGALHÃES, 2012).

A similaridade pode ser entendida como a semelhança que ocorre entre duas ou mais áreas, em termos de suas comunidades, relaciona-se à β -diversidade e tem como princípio o número de espécies compartilhadas entre duas amostras, ou que ocorram em apenas uma destas, sendo expressa por índices que podem ser qualitativos (binários) como os propostos por Jaccard e Sorenson, ou quantitativos como os de Bay-Cutris e Pearson, que consideram a abundância relativa das espécies. Para estudos que envolvam grande número de amostras, é recomendada a análise de agrupamento devido à complexidade para processamento de grande número de dados (KREBS, 1999).

O Valor de Cobertura é a soma dos valores relativos da densidade e dominância, e permite estabelecer a estrutura das espécies dentro da comunidade e assim, discriminar diferentes tipos que ocorram em uma formação e relacionar a distribuição destas espécies em função de gradientes abióticos (FREITAS & MAGALHÃES, 2012). Já o Valor de Importância (VI), proposto por Curtis e McIntosh (1950), consiste na soma dos valores relativos de abundância, dominância e frequência, tendo como principal função determinar a importância ecológica das espécies, através da hierarquização e em função do grau de ocupação do espaço da floresta por estas espécies (FREITAS & MAGALHÃES, 2012).

A avaliação das estruturas horizontal e vertical resulta em interpretação mais eficaz do estado de conservação da vegetação, das espécies que a compõem, e da importância destas para o conjunto. A estrutura vertical representa a posição relativa das espécies em estratos. A combinação destes parâmetros com a VI resulta em maior precisão e reflete mais verdadeiramente a complexidade estrutural, além de denotar a importância fitossociológica individual das espécies em relação à comunidade vegetal como um todo (SAWCZUKI et al., 2008).

A área basal é a soma das áreas correspondentes à seção transversal dos indivíduos de determinada espécie ou do total de indivíduos relativa à área ocupada por estes, normalmente

representada em m²/ha. É um parâmetro que representa a estrutura horizontal de uma comunidade através da densidade, fornecendo o grau de ocupação de determinada área em termos madeireiros, quando associada à altura das árvores, que é um parâmetro relativo à estrutura vertical e que informa sobre os estratos, ou a ocupação do espaço em quanto à posição das copas no sentido longitudinal em relação ao solo (LOËTSCH, HALLER & ZÖHRER, 1973).

A síndrome de dispersão é o método pelo qual as espécies vegetais colonizam áreas distintas daquelas onde se encontram, estando diretamente relacionada às características morfológicas das sementes e às interações desses propágulos com espécies animais e fatores abióticos, influenciando o processo de dispersão e estando intrinsecamente ligada ao processo evolutivo e refletindo o comportamento funcional das espécies em relação à sua propagação, estabelecimento e crescimento vegetativo, pode ser utilizada para caracterizar o estágio sucessional de uma comunidade (OLIVEIRA et al., 2018; SILVA et al., 2017).

A serapilheira é a camada de material estabilizado ou orgânico presente na superfície do solo, resultante da decomposição de folhas, galhos e dejetos animais. Sua composição varia conforme a diversidade do ecossistema e é fundamental para a ciclagem de nutrientes, a manutenção da umidade e a regulação da temperatura do solo. Além disso, a serapilheira é um importante indicador da fertilidade da camada superficial do solo e da diversidade de espécies (ANDRADE, TAVARES & COUTINHO, 2003).

A dinâmica da serrapilheira é de extrema importância para avaliação dos processos ecológicos, tendo em vista que o aporte desta ao solo depende da produtividade primária, sua deposição, da velocidade do vento e sua decomposição, da umidade e da biota do solo, e ainda, devido à taxa de decomposição da serapilheira ser um indicador da eficiência da ciclagem de nutrientes e da disponibilização destes ao sistema solo-planta (SCORIZA et al., 2012).

Já entre os parâmetros relacionados ao solo, a fertilidade refere-se ao teor de elementos químicos ou nutrientes (macro e micro) e sua disponibilidade para as plantas. A fertilidade do solo é função do material de origem, do ambiente onde o solo se forma e da cobertura vegetal que sobre ele repousa. Outro parâmetro é a granulometria do solo, que é a distribuição das partículas minerais em classes de tamanho (argila, areia e silte) e em termos proporcionais. Juntos, esses parâmetros de solo influenciam a complexidade e funcionalidade de um ecossistema, devido à sua influência sobre processos ecológicos como o recrutamento e a regeneração natural (ANDRADE, TAVARES & COUTINHO, 2003; SODRÉ, 2012).

Atributos do solo tais como os teores de nutrientes, pH, além do carbono na biomassa microbiana e a respiração microbiana no solo, podem ser utilizados como indicadores do status de determinada área, como função do uso desta e de sua intensidade, como por exemplo, a capacidade de reação desta área à pressão antrópica e seu nível de degradação (VASCONCELLOS, 2019).

A variação da cobertura vegetal tanto em relação ao tempo quanto ao espaço pode decorrer de influências climáticas, meteorológicas ou antrópicas. Esta variação pode ser monitorada por variados índices, como o índice de cobertura vegetal, a variação do albedo, bem como pela relação inversa existente entre estes parâmetros. Tais dados podem indicar o nível de alteração/degradação de determinada área, pois eles refletem as condições de cobertura vegetal, umidade, sanidade e geometria das copas (ALVES et al., 2018).

Ante o exposto, vemos que a análise destes parâmetros e variáveis, aliados a estudos fitossociológicos, podem ser utilizados como indicadores do status de determinada paisagem, tendo em vista retratarem suas condições abióticas e bióticas, bem como os processos ecológicos que nela ocorrem, os quais são o resultado das interações entre fatores bióticos e abióticos que permitem o funcionamento e a manutenção dos ecossistemas, como a polinização e o recrutamento. Desta forma, constituem importante ferramenta de avaliação, predição e

proposição de alternativas sustentáveis de uso do solo e para o incremento do potencial de proteção de uma zona de amortecimento para unidades de conservação, principalmente das categorizadas como de uso sustentável.

O mapeamento, classificação e análise de unidades da paisagem, com a utilização de imagens e técnicas de geoprocessamento, proporciona a melhor compreensão de sua dinâmica e o diagnóstico da sua situação atual, permitindo a proposição de alternativas que propiciem o melhor gerenciamento destas áreas, no que se refere à conservação dos recursos naturais e serviços ecológicos. Aliados à utilização de métricas de ecologia da paisagem, podem ser a base para a caracterização das relações entre fragmentos florestais (manchas) e entre estes e a matriz onde se inserem (METZGER, 2003). Estas métricas, quando associadas à outras como as de diversidade e indicadores ambientais, resultam em importante ferramenta para a gestão de áreas destinadas à conservação, como planos de manejo e suas zonas de amortecimento, ou alterações que aumentem o potencial destas, principalmente as localizadas em centros urbanos, possibilitando a caracterização e avaliação de parâmetros relativos a fragmentos, ou outras manchas, como a proximidade, conectividade e relação perímetro-área (FONSECA, RIBAS & MOURA, 2016).

2.11 Histórico de Uso e Representatividade Ecológica e Funcional dos Fragmentos no Entorno da ARIE Floresta da Cicuta

A história de Volta Redonda e a da Fazenda Santa Cecília é representativa da história do Brasil colonial, em seus ciclos produtivos concomitantes e subsequentes à vinda da corte portuguesa para o Brasil. Em 1870, a Fazenda Santa Cecília atuava como engenho para produção de açúcar, rapadura e aguardente. Com o declínio da produção açucareira, a partir de 1870 a fazenda ingressa no novo ciclo produtivo brasileiro, o do café, que na região do Vale do Médio Paraíba, foi de grande importância econômica, histórica e cultural. Com a derrocada da produção cafeeira inicia-se novo ciclo, a pecuária leiteira extensiva, sendo a região do Médio Paraíba, em determinado momento, uma das maiores produtoras de leite do país. Todos esses fatores concorreram de forma paulatina e expressiva para a degradação ambiental na região (SILVA, 2019).

A partir de 1940, com a mudança de paradigma do agrícola para o industrial urbano, a Fazenda Santa Cecília, que por mais de um século dedicara-se à agropecuária, é desapropriada através do decreto 237/41, para atender ao projeto de instalação da primeira usina siderúrgica brasileira, a Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), o que alterou ainda mais a paisagem local e potencializou o processo de degradação da vegetação, do solo e da água (ICMBio, 2018).

Devido a diversos fatores a pecuária permaneceu como atividade econômica regional, no entanto, uma pequena área com aproximadamente 131 ha, no interior da antiga Fazenda Santa Cecília, permaneceu isolada, passou pelo processo de regeneração natural da vegetação e hoje se configura como um fragmento da Floresta Estacional Semideciduosa Submontana, raro e de grande importância regional, o qual, a partir de 1985, pelo decreto federal 90.972, tornou-se a Unidade de Conservação de Uso Sustentável Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Floresta da Cicuta, com o objetivo de “proteger e preservar as espécies raras e diversificadas da biota local”. (BRASIL, 1985; CASTRO & MELO, 2008). A partir de 1993, com a privatização da CSN, a ARIE Floresta da Cicuta foi incorporada ao domínio da empresa, o que gerou variada discussão a respeito de suas funções, domínio e administração do seu território, que hoje é exercida pelo ICMBio (SILVA, 2019).

A partir das diretrizes resultantes da Convenção da Diversidade Biológica, levada a termo durante Rio-92, o número de unidades de conservação ou áreas protegidas, teve significativo aumento não só no Brasil, mas em todo o mundo. No entanto, somente a criação e implantação dessas unidades não garante a consecução de seus objetivos, sendo a eficácia de

muitas destas questionável sob aspectos como a funcionalidade, por exemplo, a qual está relacionada à configuração da paisagem, responsável por muitos dos processos ecológicos inerentes à estas áreas (AHMADI et al., 2020).

Um outro aspecto relativo a UCs que merece atenção é a área, que em muitos casos é relativamente pequena e por isso, utilizada para questionar sua efetividade e o dispêndio de recursos para sua manutenção, como no caso da ARIE Floresta da Cicuta. No entanto, pequenas áreas podem exercer eficientemente relevante papel na conservação da biodiversidade, tanto local, quanto globalmente, através da melhoria da matriz e de sua permeabilidade, devido ao aumento da conectividade e preservação de ecossistemas locais (AHMADI et al., 2020; BALDWIN & FOUCHE, 2018).

Estratégias baseadas somente no interior dos limites de uma UC podem não ser suficientes para evidenciar sua eficiência. Por isso, a análise do entorno dessas áreas, como o padrão espacial de fragmentos e a dinâmica de populações, é crucial, tendo em vista que os efeitos de perturbações que nele ocorrem afetam sobremaneira processos internos da unidade de conservação e são inversamente proporcionais ao tamanho destas, principalmente em áreas urbanizadas (XUN, YU & WANG, 2017).

A delimitação de unidades da paisagem e do uso destas em função do seu estágio de conservação e funcionalidade ecológica, tem sido utilizada com sucesso no planejamento de áreas protegidas e seu entorno. Segundo Guapyassú e Hardt (1998), e Olena, Petro e Yevhem (2020), esse mapeamento deve ser baseado progressivamente na escolha das áreas mais intactas, as quais teriam as maiores restrições de uso e seriam destinadas exclusivamente à conservação, até aquelas com maior grau de antropização, que teriam menores restrições de uso, incluindo a criação de uma zona tampão para amortecimento dos efeitos negativos gerados pelo uso da terra com outras destinações. Os fragmentos do entorno da Floresta da Cicuta possuem áreas que variam de 0,5 ha, a mais de 50 ha, em uma matriz constituída por pastagens. O manejo desta área e destes fragmentos visando a eliminação de fatores de perturbação como o fogo, a pastagem, e a condução da regeneração natural via recrutamento entre fragmentos e entre estes e a UC, podem aumentar a conectividade e a permeabilidade, influindo positivamente sobre a diversidade biológica e funcional da paisagem (WILLS et al., 2016).

O uso da terra no entorno de áreas protegidas para atividades como a agricultura e a pecuária, reduz a conectividade estrutural, afetando principalmente as espécies que não se adaptem a essa nova situação, devido à baixa conectividade que atuaria como filtros que selecionariam as espécies mais adaptadas à vencer estas “barreiras”, reduzindo a diversidade de espécies e portanto, a diversidade funcional (FAVRE-BAC et al., 2017).

As características funcionais ou traços, como forma de dispersão e tamanho das sementes, podem ser utilizadas como indicadores do grau de maturidade de uma comunidade vegetal e de sua diversidade funcional. Esses traços estão relacionados a processos de dispersão de metapopulações e filtros ou barreiras, os quais estão diretamente relacionados ao processo de fragmentação, à forma dos fragmentos (efeito de borda) e conectividade entre estes, devido à influência que exercem sobre a capacidade de dispersão das espécies, entre outros (WILLS et al., 2016; FREITAS & MANTOVANI, 2018). Ainda, segundo os autores acima, esses traços podem indicar a similaridade ou dissimilaridade (homogeneidade ou diversidade biológica) existente em uma comunidade através da convergência ou divergência funcional, e se associados à análise de métricas da paisagem, podem informar sobre a dinâmica dos fragmentos, permitindo a comparação da funcionalidade entre fragmentos distintos, sendo, portanto, essenciais para o planejamento da implantação e manutenção de unidades de conservação.

O dilema entre a destinação de áreas à conservação ou ao desenvolvimento econômico-social tende sempre para a última opção, por isso dados quantitativos gerados por métricas como as de ecologia da paisagem, são importantes para corroborar argumentos teórico-ecológicos que justifiquem a opção pela conservação (XUN, YU & WANG, 2017). Métricas da paisagem como as relacionadas à configuração e conectividade permitem a avaliação da eficiência de fragmentos, como a função de habitat por exemplo, e a verificação de lacunas, ou espaços não funcionais entre estes, permitindo a proposição de medidas que visem corrigir estas lacunas, como o manejo de fragmentos do entorno e até a sugestão de incorporação destes à unidade de conservação (AHMADI et al., 2020). Segundo Xun, Yu & Wang (2017), em áreas urbanizadas, a compreensão da dinâmica dos fragmentos que se encontram além de uma área protegida (UC) é crucial para o planejamento e gerenciamento desta unidade. Os autores alertam ainda que estas informações devem ser levadas em consideração no planejamento urbano da região onde estas estão localizadas, principalmente quando elas possuírem pequenas áreas.

3 CAPÍTULO I

FRAGILIDADE AMBIENTAL DA PAISAGEM NO ENTORNO DA ÁREA DE RELEVANTE INTERESSE ECOLÓGICO FLORESTA DA CICUTA, VOLTA REDONDA E BARRA MANSA-RJ

O conteúdo deste capítulo foi submetido para publicação como artigo à revista Floresta e Ambiente, com o mesmo título em epígrafe, em 15 de fevereiro de 2024, cujo ID é: FLORAM-2024-0008

3.1 RESUMO

Este trabalho teve como objetivo a confecção do mapa de fragilidade ambiental da ARIE Floresta da Cicutá, localizada nos municípios de Volta Redonda e Barra Mansa, RJ através da adaptação da metodologia proposta por Ross (1994) e aplicação da escala de Likert para determinação dos graus de fragilidade da paisagem. Para tal, foram utilizadas imagens do sensor Planet (Norway's International Climate and Forests Initiative) e o Modelo de Elevação Digital do Terreno gerado a partir da interpolação das curvas de nível obtidas do Portal GeoINEA. Estes dados foram processados no software ArcGIS 10.2, resultando nos mapas temáticos de fragilidade Uso do Solo, Declividade e Áreas de Preservação Permanente (APPs), após o que, estes mapas básicos foram cruzados por álgebra de mapas no Software ArcMap 10.2 (ESRI), resultando no mapa de fragilidade ambiental da área de estudo, através do comando *Raster Calculator* do ArcGIS. Foram atribuídos pesos aos temas e notas as suas classes, as quais variaram de 1 para as classes de baixa fragilidade ambiental até o valor máximo de 4 para aquelas de alta fragilidade ambiental. Através do mapa obtido constatou-se que área de estudo possui fragilidades de 11,63%; 34,71%; 39,74% e 13,92%, para as classes baixa, moderada, alta e muito alta, respectivamente. Estes resultados estão associados principalmente à declividade do terreno, com valores superiores a 20%, e ao tipo de uso da terra, especialmente a pastagem, os quais têm uma influência maior na fragilidade total do que as APPs. Os resultados mostraram que a integração dos temas individuais de fragilidade foi adequada e mostrou eficácia na caracterização da fragilidade ambiental da área de estudo. Com base neste método observou-se o predomínio das classes de fragilidade de moderada a muito alta. Estas informações permitem compreender a fragilidade ambiental da área, que se associa principalmente à declividade e os fatores antrópicos, como o uso da terra, podem agravar esta fragilidade, e, ao mesmo tempo, podem servir como subsídio às ações que visem minimizá-la. Dentre estas ações, a recomposição da vegetação para promover a conectividade e o aumento da diversidade de espécies e da dispersão de propágulos.

Palavras-chave: APPs. Uso da terra. ARIE. Geoprocessamento.

3.2 ABSTRACT

This work aimed to produce the environmental fragility map of the ARIE Floresta da Cicuta, located in the municipalities of Volta Redonda and Barra Mansa, RJ, by adapting the methodology proposed by Ross (1994) and applying the Likert scale to determine the degrees of fragility of the landscape. For this purpose, images from the Planet sensor (Norway's International Climate and Forests Initiative) and the Digital Terrain Elevation Model generated from the interpolation of the contour lines obtained from the GeoINEA Portal were used. These data were processed in ArcGIS 10.2 software, resulting in thematic maps of fragility Land Use, Declivity and Permanent Preservation Areas (APPs), after which, these basic maps were crossed by map algebra in ArcMap 10.2 Software (ESRI), resulting in the environmental fragility map of the study area, through the ArcGIS Raster Calculator command. Weights were assigned to the themes and grades to their classes, which ranged from 1 for the classes of low environmental fragility to the maximum value of 4 for those of high environmental fragility. Through the map obtained, it was found that the study area has fragilities of 11.63%; 34.71%; 39.74% and 13.92%, for the low, moderate, high and very high classes, respectively. These results are mainly associated with the slope of the terrain, with values greater than 20%, and the type of land use, especially pasture, which have a greater influence on total fragility than the APPs. The results showed that the integration of the individual fragility themes was adequate and effective in characterizing the environmental fragility of the study area, where the moderate to very high fragility classes predominated. This information allows an understanding of the environmental fragility of the area, which is mainly associated with the slope, and the anthropic factors, such as land use can aggravate this fragility, as well as serving as a subsidy for actions aimed at minimizing it. Among this actions, the restoration of vegetation to promote connectivity and increase species diversity and the dispersion of propagules.

Keywords: APPs. Land use. ARIE. Geoprocessing.

3.3 INTRODUÇÃO

As Unidades de Conservação (UCs) são reconhecidas mundialmente como um dos mais importantes instrumentos para a conservação da biodiversidade, são áreas designadas e gerenciadas com o objetivo principal de proteger ecossistemas, habitats e espécies, desempenhando papel fundamental para a diversidade biológica e a manutenção dos processos ecológicos (GELDMANN et al., 2019; BHOLA et al., 2021). Desempenham também importante papel na conservação de paisagens diversas (florestas, manguezais, recifes de coral e áreas úmidas), essenciais para o equilíbrio ecológico (GAO et al., 2020).

O mapeamento de unidades de paisagem proporciona a compreensão abrangente de sua dinâmica e o diagnóstico de sua situação atual, caracterizando-as em relação às pressões antrópicas e impactos associados, além da proposição de alternativas que auxiliem no gerenciamento dessas áreas, visando alinhar os usos da terra e otimizar suas potencialidades, especialmente em relação à conservação dos recursos naturais e à prestação de serviços ecológicos e ambientais (FOLLMANN e FIGUEIRÓ, 2011).

Estudos de Ecologia da Paisagem baseados em imagens orbitais, métricas de avaliação e Sistemas de Informação Geográfica (SIG) desempenham papel fundamental no diagnóstico e planejamento de ações voltadas a conservação e ordenamento territorial (LEITÃO e AHERN, 2002).

No entanto, no Brasil, a aplicação dessa metodologia ainda está em estágio inicial, limitada a reduzido número de pesquisadores especialistas e ao uso de técnicas predominantemente qualitativas ou de quantificações simples, como medições e porcentagens. Há ampla possibilidade de avanço dessa metodologia, especialmente no estudo da fragmentação florestal e conservação da biodiversidade (PIVELLO e METZGER, 2007; FRNÇA et al., 2019).

Segundo Moura e Freitas (2011), o planejamento espacial ainda é um desafio significativo no Brasil e no restante do mundo, pois envolve a complexa tarefa de conceber o espaço considerando aspectos culturais, geoambientais, valores locais, suas potencialidades e limitações e, ao mesmo tempo, despertar uma conscientização global.

O uso de imagens de alta resolução espacial é uma ferramenta importante na gestão ambiental e territorial, permitindo delimitar, quantificar e caracterizar os elementos e componentes da paisagem. A avaliação da fragilidade ambiental é fundamental para o planejamento ambiental, levando em consideração fatores como solo, erosão, declividade e cobertura vegetal (ROSS, 1994). Esses estudos permitem compreender a realidade e tomar decisões adequadas sobre o uso da terra, servindo como base para o zoneamento ambiental e a gestão do território. A adaptação do método proposto por Gonçalves et al. (2011) possibilita sua aplicação em microescala na paisagem, ampliando sua utilidade e gerando resultados satisfatórios.

O objetivo deste estudo foi determinar os diferentes níveis de fragilidade ambiental no entorno da Área de Relevante Interesse Ecológico Floresta da Cicuta, Rio de Janeiro, Brasil.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 Área de estudo

a) Localização

A área de estudo compreende o entorno da Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Floresta da Cicuta, unidade de conservação do grupo “uso sustentável” situada no Médio Vale do Paraíba do Sul, na região Sul Fluminense, entre as coordenadas 21°56'53,52" S e 42°53'40,42" W (MONSORES et al., 1983; SILVA, 2019), nos municípios de Barra Mansa (85%) e Volta Redonda (15%) (MMA, 2002). Essas cidades juntas apresentam população de 460.162 habitantes (IBGE, 2021) e representam importante centro de desenvolvimento industrial do estado, com destaque para a Companhia Siderúrgica Nacional (CSN).

O entorno da ARIE Floresta da Cicuta, foi definido para os objetivos deste estudo como sendo o polígono limitado pelas Rodovia Lúcio Meira (BR 393), Rodovia Presidente Dutra (BR 116) e Rodovia dos Metalúrgicos (VRD-001), como mostra a Figura 2. O critério de escolha das rodovias como limites se deu em função da praticidade, tendo em vista que estas já encontram-se estabelecidas e referenciadas, e também pela ocorrência de alguns fragmentos que serão avaliados fora dos limites estabelecidos na proposta de Zona de Amortecimento que consta do Plano de Manejo da ARIE Floresta da Cicuta, e ainda, tendo em vista questões relativas ao acesso aos fragmentos a serem avaliados.

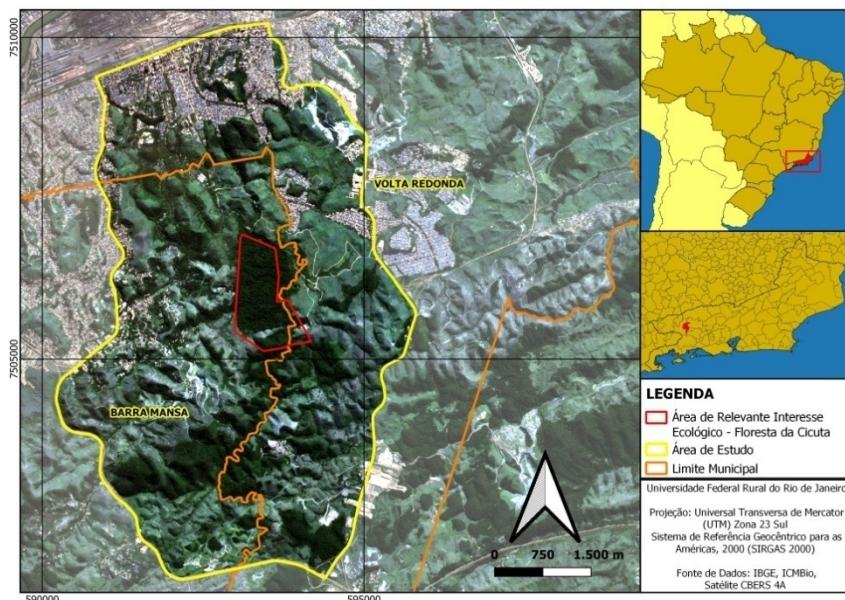


Figura 2. Localização da ARIE Floresta da Cicuta e seu entorno, em Volta Redonda e Barra Mansa, e em relação ao Estado do Rio de Janeiro e o Brasil. Fonte: autor.

Na área do estudo, entorno da zona de proteção da ARIE Floresta da Cicuta, existem propriedades rurais, algumas com a prática da pecuária extensiva e baixo nível tecnológico, em meio a manchas compostas por fragmentos florestais em estágios sucessionais distintos (ICMBio, 2018). Outras manchas são de caráter antrópico, como indústrias, comércio, mineração e residências, além de um “lixão” desativado, um gasoduto e duas linhas de transmissão de eletricidade, estas últimas cortam a UC e, por serem feições lineares, podem eventualmente aumentar a permeabilidade para a fauna, no entanto deve-se considerar a probabilidade de impactos negativos causados por estes elementos da paisagem, como os causados por rodovias e ferrovias (ICMBIO, 2018; SILVA, 2019; OLIVEIRA et al., 2020).

b) Clima

O clima na região é definido como mesotérmico Cwa, com precipitação média anual de 1390, variando entre 1300 a 1600 mm (KÖPPEN, 1936; ALVARES et al., 2013). Na região, o inverno é frio e seco (junho e setembro), enquanto o verão é quente e chuvoso (outubro e abril). No mês de julho, frequentemente, ocorre pequeno pico de seca, resultante da passagem de ventos alísios de SE, predominantes na região (RIO DE JANEIRO, 1992).

O climograma da Figura 3, representa as condições climáticas em Volta Redonda.

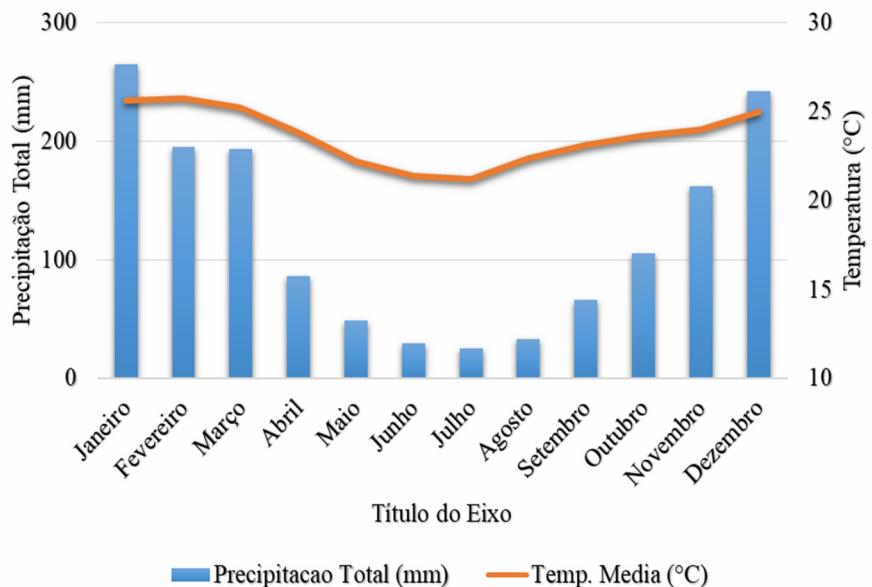


Figura 3. Climograma de Volta Redonda e região. Fonte: Fonseca 2018.

A temperatura média anual é de 22,3°C, sendo que as médias anuais máximas para o inverno e verão são de 17°C e 24°C, respectivamente (Figura 3 acima) (ALVES et al., 2005; SOUZA et al., 2007; ICMBIO, 2018; VASCONCELOS et al., 2020).

c) Hidrografia

A ARIE Floresta da Cicuta está inserida na Sub-bacia do Médio Paraíba, a qual, por sua vez, pertence à grande Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul, entre as Serras do Mar e da Mantiqueira e vertente da Serra do Mar, de grande importância regional sob o ponto de vista de abastecimento de água e geração de energia, entre outros.

A ARIE Floresta da Cicuta tem como sua principal fonte de drenagem o Rio Brandão (ICMBIO, 2018), que nasce no município de Rio Claro (RJ) e possui cerca de 20 km de extensão, desde a nascente até sua foz, na margem direita do Rio Paraíba do Sul, perpassando pelo interior da ARIE Floresta da Cicuta. Além de ser divisor geográfico dos municípios de Volta Redonda e Barra Mansa, este, possui como tributário, além dos Rios Cafuá e Cachoeirinha, o Córrego Água Fria, com menores extensão e vazão que o Rio Brandão, que tem sua nascente situada em propriedade rural localizada no entorno da ARIE Floresta da Cicuta (AGEVAP, 2006).

d) Topografia e relevo

A feição dominante caracteriza-se pelo contraste morfológico entre o substrato rochoso cristalino e a porção sedimentar, resultando em duas unidades topomorfológicas: os

afloramentos de rochas cristalinas e a planície, esta constituída por sedimentos depositados no fundo dos vales. Dominante na região a feição “Mar de Morros”, originada por diferentes graus de dissecação dos substratos que resultaram em sucessivas encostas em formato de meias laranjas, com altitudes que variam entre 500 e 1300 m (FDBS, 1998; AB`SABER, 2003).

As principais rochas constituintes do embasamento na região são os gnaisses, biotita-muscovita-gnaisse, biotita-gnaisse, materiais da bacia de Volta Redonda, diques básicos e sedimentos colúvio-aluvionares do Quaternário (BRASIL, 1983). Predominam na região as classes de solos Argissolos e Latossolos, o mesmo para a área dos remanescentes florestais do entorno da ARIE Floresta Cicutá (SANTOS et al., 2011; ICMBIO, 2018).

e) Vegetação

A Floresta Estacional Semidecidual é a vegetação original predominante dos municípios de Volta Redonda e Barra Mansa, sendo a tipologia vegetacional do entorno da ARIE Floresta da Cicutá classificada como Floresta Estacional Semidecidual Submontana (IBGE, 2012). Este tipo vegetacional resulta da dupla estacionalidade climática, com invernos com temperaturas amenas e chuvas restritas e verões quentes e chuvosos, que levou as espécies vegetais a se adaptarem à esta condição com a perda de 20 a 50% das folhas entre o conjunto das espécies no período de estiagem; sendo a ocorrência desta fitofisionomia característica das regiões da Serra da Mantiqueira e do terço inferior da bacia do rio Paraíba do Sul (AGEVAP, 2006; SÃO PAULO, 2018).

f) Uso e ocupação da terra

O processo de ocupação do médio vale do Rio Paraíba do Sul inicia com a abertura de vias para o escoamento da produção do ouro. No entanto, a partir do declínio da produção deste ativo, em torno de 1800, surge uma nova *commodity* o café, levando a extraordinário crescimento e desenvolvimento regional, que atingiu seu ápice em torno de 1850, com forte pressão sobre as áreas do bioma Mata Atlântica, para atender às necessidades de uma população cada vez maior e gerando efeitos negativos sobre os solos, a flora, a fauna e o clima (DEAN, 1996; DANTAS & COELHO NETO, 2018).

Com a queda da produção cafeeira em função da exaustão dos solos, escassez de mão de obra, antes dominante escrava, e do surgimento do processo de industrialização brasileira, a partir de 1930, e a instalação da Companhia Siderúrgica Nacional em 1941, no município de Volta Redonda, inicia-se o processo de urbanização da região. Esse processo se intensificou a partir de 1950, com a construção da Rodovia Presidente Dutra, aumentando a pressão sobre os recursos naturais, inclusive com os efeitos decorrentes da poluição (ANDRADE, SOUZA & GOMES, 2019).

A partir de então, o crescimento desordenado, estimulado por um polo industrial, dá início ao processo de forte especulação imobiliária, o qual, concomitantemente às atividades de pecuária extensiva presentes na região, ainda exercem pressão sobre os remanescentes florestais dos municípios de Barra Mansa e Volta Redonda, os quais, apesar do percentual de área total, encontram-se fragmentados e funcionalmente comprometidos (AGEVAP, 2006).

A área de estudo caracteriza-se, em sua maior parte, pela presença de propriedades que têm como principal atividade a pecuária, situadas ao norte, oeste, sul, extremo sul, sudeste, sudoeste e noroeste. Além desse uso, existe uma linha de transmissão de Energia (500 kV), de domínio das Linhas de Taubaté Transmissora de Energia LTDA, a antiga sede da Companhia Brasileira de Projetos Industriais (COBRAPI), onde há uma área de erosão intensa, devido a exploração de saibro, o campo de treinamento do corpo de bombeiros da CSN, um aterro sanitário desativado (lixão) sem a impermeabilização protetora do solo, resultando no

lançamento do chorume diretamente no Rio Brandão, e uma faixa de dutos da antiga TRANSPETRO, além da vizinhança de empreendimentos comerciais, industriais e residenciais (ICMBIO, 2018).

3.4.2 Fluxograma

As etapas da execução do processo de classificação da área, com base em imagem Planet e utilização do software ArcGIS e seus componentes Max Ver, Conversion Tools, Union, Clip e Merg, são ilustradas na Figura 4.

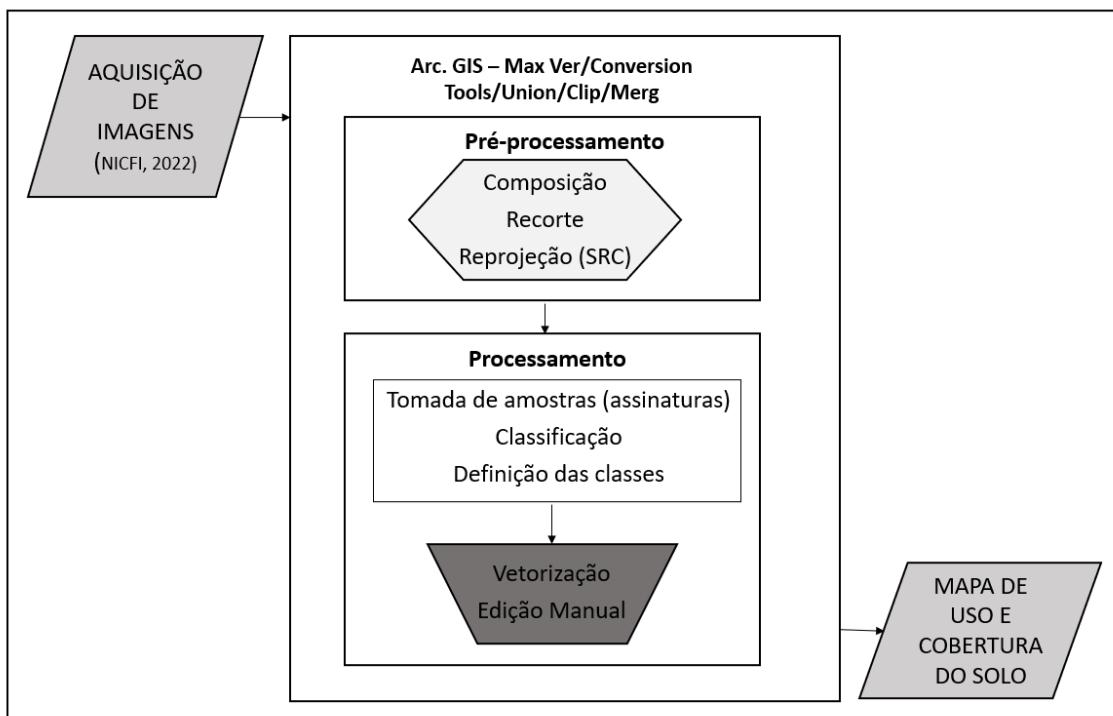


Figura 4. Fluxograma das operações para classificação da imagem e geração do mapa de uso e cobertura do solo no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil. Fonte: Elaborado pelo Autor.

3.4.3 Aquisição de imagens e de dados

As imagens de satélite foram obtidas no site <https://www.planet.com/nicfi/>, do programa Iniciativa Internacional do Clima e Florestas da Noruega (NICFI), um fundo de desenvolvimento destinado à conservação de florestas tropicais em que o governo norueguês firmou parceria com a empresa Planet Labs, Inc. sediada na Califórnia EUA. O objetivo deste fundo é a disponibilização gratuita de imagens de satélite para pesquisas direcionadas ao combate das mudanças climáticas, conservação da biodiversidade e promoção do desenvolvimento sustentável.

As características das imagens do sensor Planet são as seguintes: sensor Planet; cenas necessárias para cobertura da área de estudo baixadas 772E-892 e 773E-892N; resolução espacial 4,77m por pixel; resolução espectral 4 bandas (vermelho, verde, azul e infravermelho próximo); data da aquisição da imagem janeiro de 2022.

3.4.4 Pré-processamento das imagens

O primeiro processamento foi a composição, necessária para a união das duas imagens (cenas) que recobriam a área de estudo, resultando na geração de uma única imagem, constituída por um mosaico. A partir deste mosaico foi feito um recorte, pois ele compreendia uma área de recobrimento muito superior à da área de estudo. A redução do tamanho da imagem visou a sua adequação aos objetivos do estudo e redução do tempo de processamento pelo *software*, e das etapas posteriores de classificação do mapa de uso do solo.

Não foi realizada correção atmosférica das imagens devido à pequena dimensão da área de estudo, poucas classes mapeadas e relativa diferença espectral entre os alvos. Mesmo sem essa correção a classificação automática ocorreu de forma satisfatória. Da mesma forma, não se procedeu a correção geométrica, haja vista que o georreferenciamento das imagens originais atendeu satisfatoriamente o propósito do trabalho. A única correção realizada em relação a geometria foi a reprojeção original (Mercator/Datum Google Maps-Sphere Radius 6378137) para a UTM – Datum SIRGAS 2000, que foi a projeção adotada neste estudo.

3.4.5 Tema classificação e mapa de uso da terra

A classificação de imagens consiste na extração de amostras dos pixels de um mosaico para reconhecer padrões e objetos homogêneos e mapear áreas da superfície terrestre. A vetorização das classes de uso do solo se deu pelo método semi-automático, sendo realizada inicialmente a classificação automática e depois ajustes de forma manual.

Para a classificação, supervisionada, foi usado o classificador (algoritmo) Máxima Verossimilhança (MaxVer), aplicado para análises pixel a pixel, com base na informação espectral isolada de cada pixel e, assim, identificando regiões homogêneas. Foi considerada a ponderação das distâncias entre médias dos níveis digitais das classes e utilizados parâmetros estatísticos, disponíveis no *software* ArcGis® 10.2.

A interpretação visual da imagem da área de estudo permitiu a identificação de cinco possíveis classes a serem mapeadas, a saber, vegetação, incluindo a pastagem, área urbana, solo exposto e corpos hídricos. Neste contexto, foram tomadas 86 amostras para a classificação supervisionada, sendo 21 amostras para classe de vegetação nativa, 28 para pastagem, 29 para área urbana, 4 para solo exposto e 4 para classe de açude. Para a extração das amostras das classes empregaram-se as seguintes composições RGB: vermelho, verde, azul e infravermelho próximo. A Figura 5 a seguir apresenta a distribuição das amostras utilizadas na classificação automática.

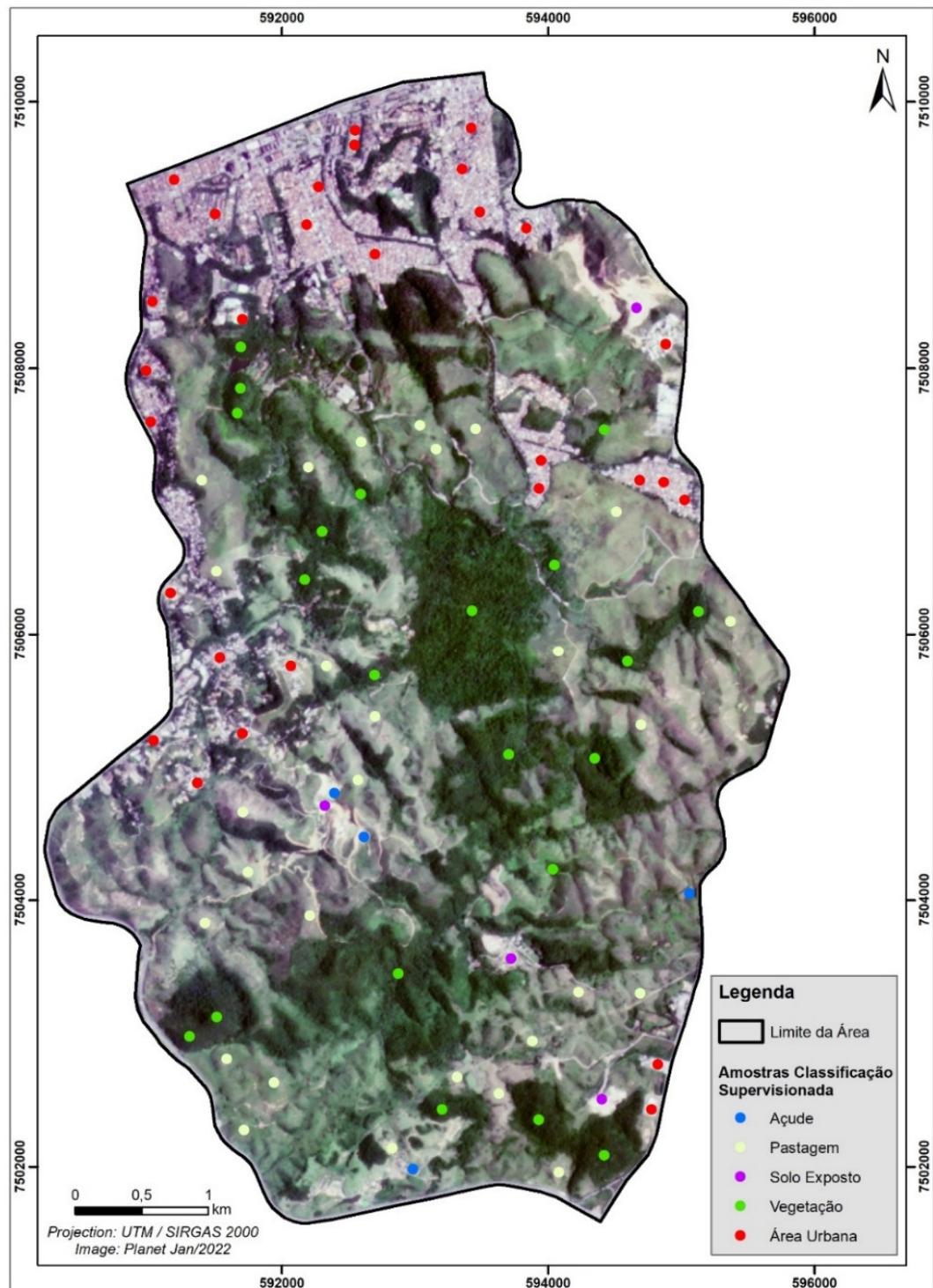


Figura 5. Mapa de localização dos pontos amostrais utilizados na classificação supervisionada no entorno da ARIE Floresta da Cicuta. Fonte: Elaborado pelo Autor.

A seguir foram definidas as classes de uso e cobertura da terra, com o apoio do Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 1999), conforme a Tabela 2.

Tabela 1. Caracterização das classes de uso e cobertura da terra.

Classe de uso e cobertura	Definição*
Floresta ou fragmento	Extrato arbóreo denso ou na forma de fragmentos contínuos ou não, com base na textura apresentada na imagem.
Pastagem	Áreas sem a presença de florestas ou fragmentos, com textura menos expressa e coloração menos acentuada em relação às áreas da classe floresta ou fragmentos, onde se percebe a ocorrência degramíneas.
Urbano	Áreas com tons claros tendendo ao branco, onde se percebe a presença de estabelecimentos residenciais, comerciais e industriais, bem como viadutos, estradas e outros elementos característicos de áreas urbanas.
Corpo hídrico	Rios, lagos ou reservatórios, percebidos pela coloração característica tendendo do azul-escuro ao negro.
Solo exposto	Áreas com tons tendentes ao branco, onde não ocorre a classe urbano e percebe-se atividades de mineração ou semelhante.

* O critério cor (tons) utilizado para as definições das classes, teve como base a combinação RGB e infravermelho próximo do software ArcGis® 10.2, e o Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2013).

A partir do algoritmo *Create Signatures* do ArcGIS® foram geradas as assinaturas espectrais de cada ponto amostral, que foram utilizadas como amostras no auxílio à classificação supervisionada. Como dado de entrada para a classificação automática MaxVer foram utilizadas as quatro bandas da imagem Planet (RGB e infravermelho próximo), bem como as assinaturas espectrais das 86 amostras de uso e cobertura da terra. Foi gerado como produto um mapa em formato *raster*, com as cinco classes previamente definidas (classificação supervisionada). Através do comando *Conversion Tools* do ArcGIS® o mapa em formato *raster* foi convertido para o formato vetorial, topologia de polígono, e com esses dados foi feita a edição manual nas classes de uso e cobertura da terra para refinar o mapeamento automático.

Foram utilizados principalmente os comandos de edição *Union*, *Clip* e *Merg* do ArcGIS®. No refinamento manual empregou-se a comparação do mapeamento automático com a interpretação visual da imagem de alta resolução disponível na plataforma *Google Earth*®. Como a área de estudo é relativamente pequena, foi possível comparar cada polígono de uso da terra, refinando com grande precisão as respectivas classes pelo método de mapeamento semiautomático adotado.

Para validação da classificação supervisionada da imagem, utilizada como base para os temas uso e cobertura da terra (U), Declividade (D), Áreas de preservação Permanente (A) e para a análise da Fragilidade Ambiental, foram utilizados o índice “Kappa” e a porcentagem de correspondência, que relacionam a proporção de pixels corretos contidos nas amostras utilizadas para orientação do software e a quantidade total de pixels processados por ele, através da ferramenta do “r-kappa”, com base em uma matriz de erros.

3.4.6 Tema modelo de elevação digital do terreno

O Modelo de Elevação Digital do Terreno (MDT) foi gerado a partir da interpolação das curvas de nível obtidas do Portal GeoINEA, com uma equidistância de 10 metros entre elas.

Essas curvas de nível foram adquiridas por meio de uma parceria entre o IBGE e o Governo do Estado do Rio de Janeiro, no âmbito do Projeto RJ25, em escala de 1:25.000. Além das curvas de nível, a rede hidrográfica também foi utilizada na interpolação e na geração do MDT.

A geração do MDT foi realizada utilizando o interpolador Topo To Raster, um complemento do software ArcGIS, baseado na metodologia desenvolvida por Hutchinson (1988, 1989) e no programa ANUDEM. O Topo To Raster utiliza a eficiência computacional da interpolação local, ponderando o inverso da distância, sem comprometer a continuidade espacial proporcionada por métodos globais de interpolação, como Krigagem e Spline (NOGUEIRA e AMARAL, 2009).

3.4.7 Tema declividade

O tema declividade foi processado utilizando o comando "Slope", um complemento do software ArcGIS. Esse processo utilizou os dados de elevação disponíveis no Modelo Digital de Elevação do Terreno (MDT). As classes de declividade geradas, conforme SANTOS et al. (2013), atendeu as seguintes classes: 1) Plano, com declividade inferior a 3%; 2) Suave ondulado, com declividade entre 3% e 8%; 3) Ondulado, com declividade entre 8% e 20%; 4) Forte ondulado, com declividade entre 20% e 45%; 5) Montanhoso, com declividade entre 45% e 75%; e 6) Escarpado, com declividade acima de 75%.

3.4.8 Áreas de preservação permanente

As áreas de preservação permanente (APPs) foram identificadas e marcadas através de técnicas de geoprocessamento *buffer* e *intersection*. Essas técnicas permitem a delimitação de áreas consideradas como APPs, como margens de rios, encostas com declividade igual ou superior a 45° e topos de morros, as quais devem ser protegidas tendo em vista suas funções ou fragilidades ambientais. A base teórica para tomada de decisão foi a interpretação da LEI nº 12.651, de 25 de maio de 2012 (Novo Código Florestal).

3.4.9 Análise da fragilidade ambiental

A partir do cruzamento das informações dos temas básicos de uso e cobertura do solo, declividade e áreas de preservação permanente foi produzido o mapa de fragilidade ambiental da área de estudo, através da aplicação do comando (complemento) *Raster Calculator* do ArcGIS.

Foram atribuídos pesos aos temas e notas as suas classes. Os pesos atribuídos aos temas para geração do mapeamento das áreas de fragilidade ambiental respeitaram os seguintes critérios: Peso 40 para o tema uso e cobertura do solo (*U*), peso 40 para declividade (*D*) e peso 20 para APP (*A*). Nestes termos, o somatório dos pesos totalizou no valor 100.

As notas foram atribuídas a cada classe dos temas, respeitando o valor mínimo de 1 para as classes representativas de baixa fragilidade ambiental e valor máximo de 4 para as classes interpretativas de alta fragilidade ambiental (Tabela 2). O algoritmo utilizado foi o da média ponderada, conforme Equação 1 a seguir:

$$\frac{(U \times 40) + (D \times 40) + (A \times 20)}{100} \quad (1)$$

Onde:

U - classes de uso e cobertura do solo; *D* - classes de declividade; e *A* - classes de APP

Tabela 2. Aplicação da escala Likert para as classes Uso e Cobertura da terra, Declividade e Área de Preservação Permanente (APP) para a avaliação da fragilidade ambiental do entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.

Classe de Uso e Cobertura do Solo	Nota
Área Urbana	1
Vegetação Nativa	2
Açude	3
Pastagem	4
Solo Exposto	4

Classe de Declividade	Nota
0 a 3%	1
3 - 8%	1
8 - 20%	2
20 - 45%	3
45 - 75%	4
> 75%	4

Classe de Área de Preservação Permanente (APP)	Nota
30m de Cursos d'água	1
Declividade $\geq 45^\circ$	1
Área Fora de APP	4

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1 Cobertura vegetal

Os índices Kappa e de correspondência utilizados para validação do mapa de classes de uso da terra (Tabela 3), foram 0,95 e 96,9% respectivamente, sendo o índice Kappa superior ao encontrado por Barbosa et al. (2019), de 0,89, ao utilizarem geotecnologias e (SIG) na análise ambiental do parque estadual do Jabre, PB. O índice Kappa varia de 0 a 1, conforme a concordância entre pixels amostrados e processados seja nula, ou máxima, portanto, sendo considerado satisfatório e indicando que a classificação foi adequada para os fins deste estudo. Na Tabela 3 encontram-se as proporções percentuais de cobertura das classes na paisagem.

Tabela 3. Classificação da fragilidade com base no “Uso e cobertura do solo” para o entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.

Classe de Uso e Cobertura do Solo	Área (ha)	Área (%)
Pastagem	1791,44	54,19
Vegetação Nativa	874,66	26,46
Área Urbana	601,79	18,20
Solo Exposto	33,36	1,01
Açude	4,89	0,15
Total	3306,14	100,00

Segundo Ross (1994), a cobertura vegetal é a variável que pode indicar áreas onde o equilíbrio da paisagem foi rompido e há ocorrência de situações de risco, sendo um elemento que pode atenuar ou agravar a fragilidade ambiental, o qual, associado à variável declividade, indica (define) a fragilidade potencial ou emergente de determinada área. Portanto, a ocupação de 54,19% da área por pastagem, distribuída uniformemente no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, pode ser um fator de agravamento da fragilidade, principalmente nas áreas mais declivosas localizadas ao sul da área de estudo (Tabela 4 e Figura 6).

Ao contrário, a cobertura de 26,5% da área por vegetação nativa, composta pelos fragmentos florestais, propicia o equilíbrio dinâmico da paisagem, reduzindo a fragilidade ambiental (PEREIRA, COSTA & GARCÊS JÚNIOR, 2019).

Embora a classe do solo exposto represente apenas 1% da área total, deve-se ressaltar que esta condição favorece à degradação ambiental, aumentando a fragilidade ambiental, como afirmado por Sutil, Gonçalves e Vieira (2020) e Borges et al. (2004), pois além de potencializar o processo erosivo, esta condição possibilita a ocorrência de outros efeitos nocivos, sejam abióticos como o aumento da temperatura e redução da umidade, ou bióticos como o estabelecimento de espécies invasoras e comprometimento da mobilidade das espécies autóctones, tendo em vista que uma destas áreas de solo exposto situa-se próxima à borda do maior fragmento da paisagem, o qual, abrange a zona núcleo da ARIE Floresta da Cicuta.

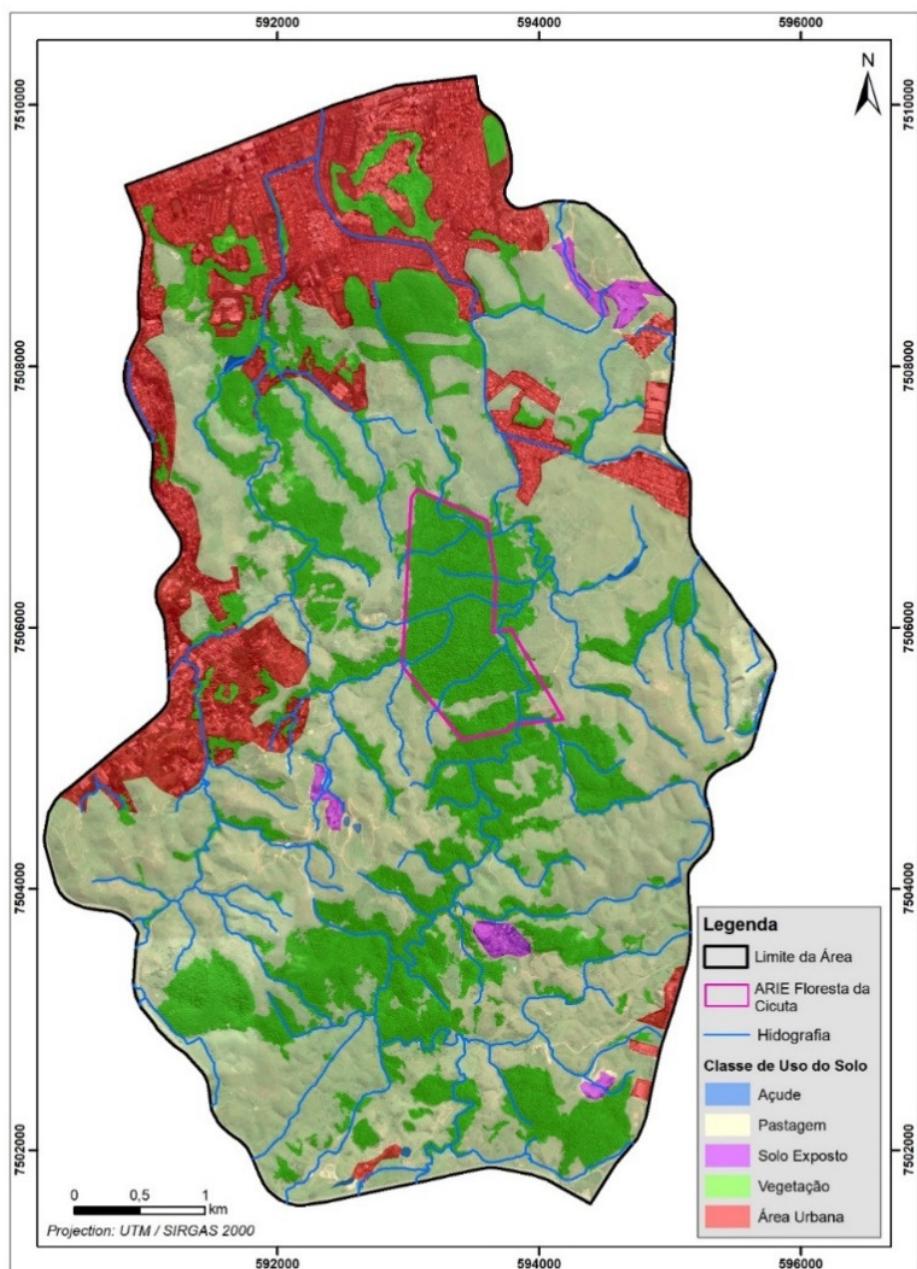
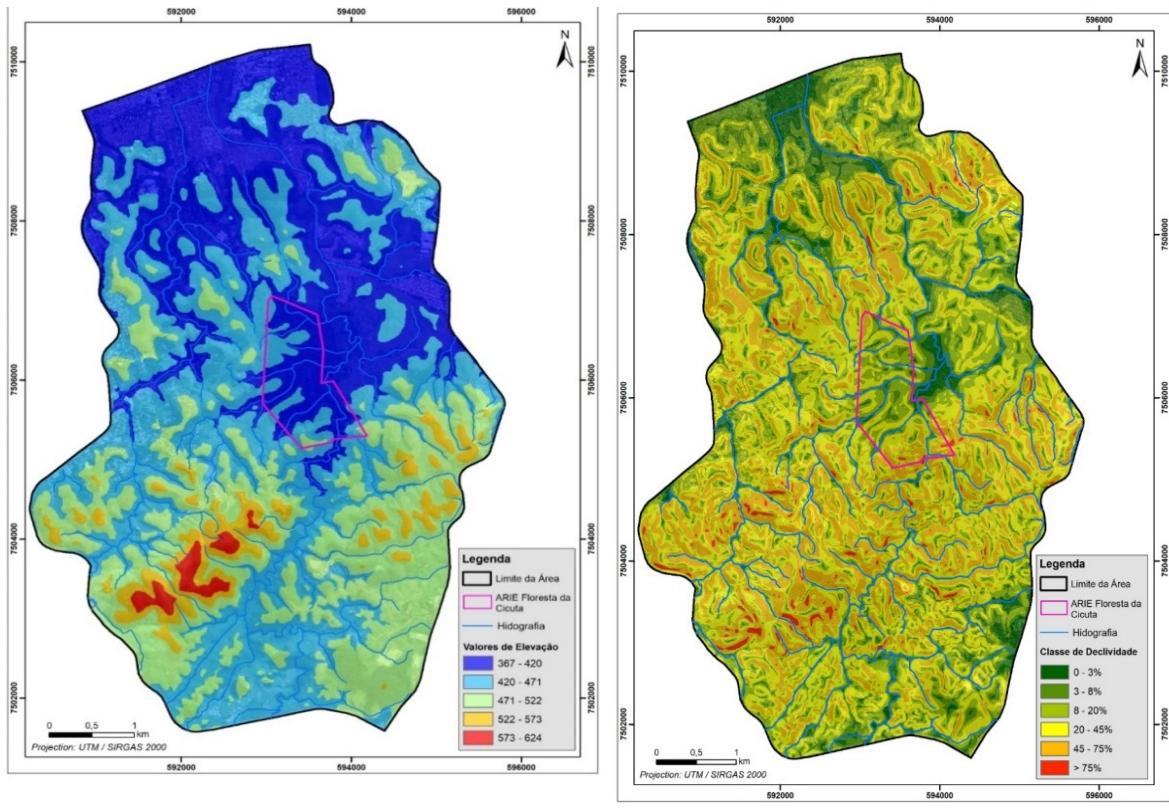


Figura 6. Mapa temático para fragilidade “Uso e cobertura do solo” no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil. Fonte: Elaborado pelo Autor.

3.5.2 Declividade

O MDT e o mapa de declividade produzidos, apresentam as curvas de nível e a rede hidrográfica que foram utilizadas no processo de geração do MDT, possuem grade regular (pixel com lados iguais), com resolução espacial de 10m. A Figura 7 (Partes A e B) representa o MDT e o mapa de declividade do terreno gerados. E a Tabela 4, as classes de elevação e de declividade do terreno, para o entorno da Floresta da Cicuta.



A)

B)

Figura 7. Mapas temáticos do entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil. **A)** Modelo de “Elevação”. **B)** Modelo de “Declividade”. Fonte: Elaborado pelo Autor.

Tabela 4. Quantificação das fragilidades “Elevação” e “Declividade” para o entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.

Classe de Elevação	Área (ha)	Área (%)
367 - 420	997,36	30,17%
420 - 471	1208,99	36,57%
471 - 522	897,8	27,16%
522 - 573	165,03	4,99%
573 - 624	37,03	1,12%

Classe de Declividade	Área (ha)	Área (%)
0 a 3%	187,05	5,66%
3 - 8%	387,57	11,72%
8 - 20%	714,7	21,62%
20 - 45%	1220,41	36,91%
45 - 75%	762,26	23,06%
> 75%	34,21	1,03%

Total Geral	3306,14	100,00%
-------------	---------	---------

A amplitude de elevação da área de estudos foi de 297 m, situada entre as cotas 367 e 624 m, e que 93,9 % da área encontra-se em um gradiente de 150 m de elevação, considerando a distribuição em classes de 51 metros de elevação, e ainda, que as áreas com maiores elevações concentram-se a Sudoeste da área de estudo.

Quanto à declividade, as classes de fragilidade potencial observadas para a área de estudo foram: muito baixa (17,38%), baixa (21,62%), média (36,91%) e alta (24,09%), ou seja, 61% da área está classificada como de média ou alta fragilidade (Tabela 5 – classe de declividade).

Segundo Ross (1994), declividades entre 20 e 45% são consideradas como altas, e aquelas acima de 45% muito altas. Considerando que grande parte da paisagem com estes graus de fragilidade, encontram-se na classe de uso pastagem (Figura 7B), a promoção da cobertura do solo por vegetação arbórea nas APPs e áreas degradadas, pode reduzir a fragilidade emergente e contribuir para a proteção da integridade do solo e dos mananciais, conforme relatado por (MORAES, MELLO E TOPPA, 2015). Outra prática que pode contribuir para estes efeitos é o manejo racional da pastagem com base na aptidão do solo.

A declividade está diretamente ligada à erosão, sobretudo a hídrica, pois, à medida que ela aumenta, aumentam o volume e a velocidade da enxurrada e diminui a infiltração de água no solo, principalmente quando associada à ação antrópica como a pastagem extensiva, contribuindo para o aumento da fragilidade potencial (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2017; RODRIGUES, MONTEIRO & SOUZA, 2018). Barbosa et al. (2019), ao realizarem a análise ambiental do Parque Estadual do Jabre, PB, ressaltaram a importância da declividade como norteadora da regulamentação e execução do cumprimento da legislação ambiental, além do planejamento do uso da terra em unidades de conservação.

Outro fator relacionado à declividade é a ocorrência de incêndios florestais. Estudo realizado por Ladislau et al. (2021), indicou que a dificuldade de acesso resultante de maiores elevações e declividades, como área escarpadas por exemplo, reduziriam o risco de incêndios florestais, enquanto nas áreas utilizadas como pastagens esse risco aumentaria. Isto possivelmente estaria relacionado à facilidade de acesso e à facilidade de propagação em acente.

A avaliação da fragilidade ambiental contemplou a existência de apenas duas classes de APP, as de proteção de mata ciliar em margens de cursos d'água, com limite de 30 m, e as de proteção a áreas com declividade maior ou igual a 45° (Figura 8). A Tabela 5 mostra a distribuição percentual destas APPs em relação à área total.

Os resultados mostram que 83,95 % da área não são consideradas como APPs, no entanto deve-se fazer a ressalva de não terem sido consideradas as nascentes, que teoricamente, seriam cada um dos pontos terminais de cada braço de curso visualizados no mapa, e que, ainda que estas tivessem sido plotadas, a área coberta não sofreria alterações consideráveis em relação à área total (de estudo).

Como pode ser visto no mapa (Figura 8) e na tabela 6, a área incluída no conceito de APPs de Mata Ciliar corresponde a 16,04% da área total, sendo que muitas dessas áreas classificadas como APP encontram-se desprovidas de cobertura vegetal, o que contribui para o aumento da fragilidade potencial.

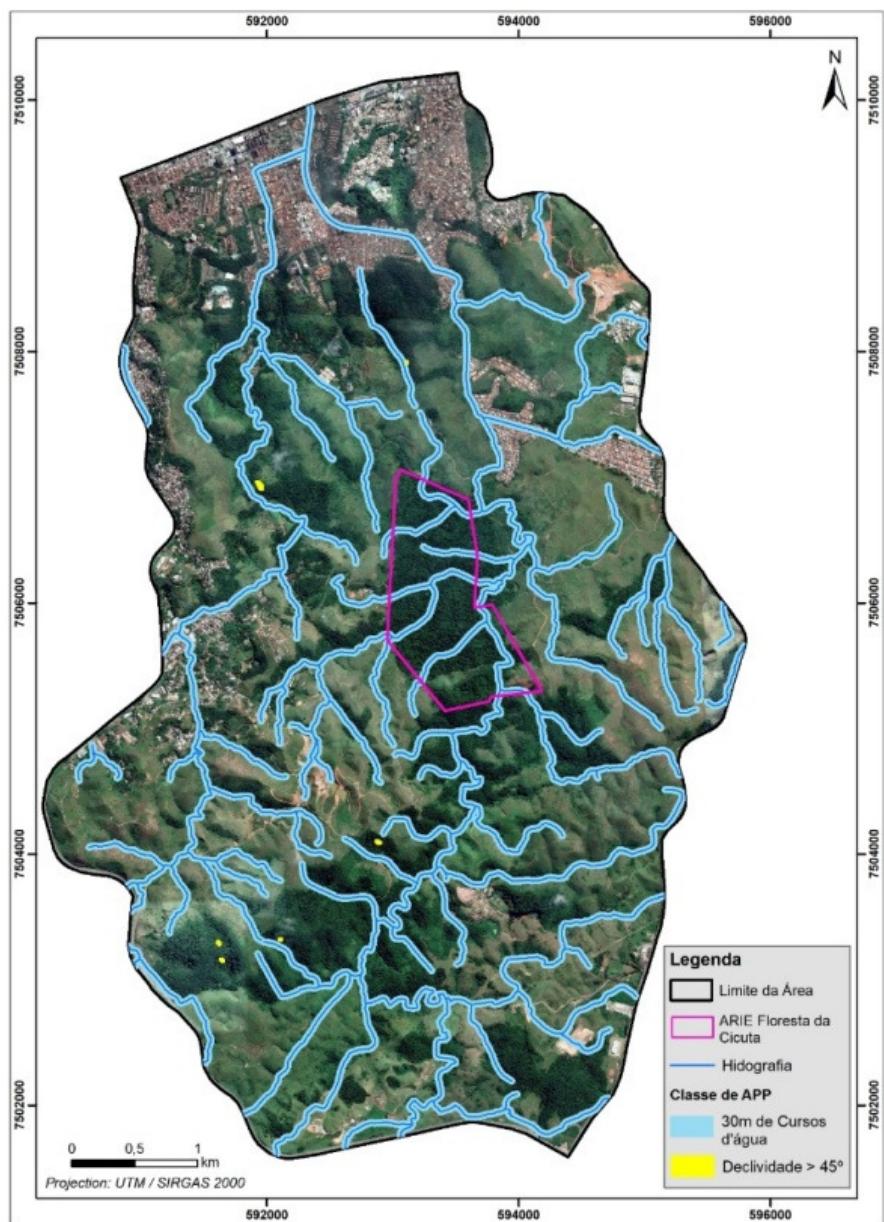


Figura 8. Mapa temático para fragilidade “Áreas de preservação Permanente” no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.

Tabela 5. Quantificação da fragilidade “Área de Preservação Permanente” para o entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.

Classe de APP	Área (ha)	Área (%)
30m de Cursos d'água	530,247	16,04%
Declividade $\geq 45^\circ$	0,32007	0,01%
Área Fora de APP	2775,56	83,95%
Total	3.306,14	100,00

Gonçalves et Al. (2011), afirmam que além de atenuarem a fragilidade ambiental dessas áreas, diminuindo o impacto da precipitação e a erosão e carreamento de sedimento para os cursos d'água, as APPs em mata ciliar podem resultar na formação natural de corredores ecológicos, conectando fragmentos florestais e permitindo a sobrevivência e o movimento da fauna e de propágulos da flora.

Conforme relatado por Umeda et al. (2015), ao analisarem a alocação de corredores ecológicos na bacia do Rio Formoso, MS, e identificando que as áreas com maior potencial para tal foram APPs de mata ciliar e unidades de conservação, e ainda, que as matas ciliares podem atuar como corredores proporcionando as condições ambientais para sobrevivência, reprodução e dispersão das espécies. No caso da área de estudo, estas premissas se aplicam à ligação entre fragmentos e entre estes e a zona núcleo da ARIE Floresta da Cicuta.

As áreas de APPs com inclinação superior a 45° encontradas foram muito pequenas, menos de 1 ha, no entanto, devem ser observados os critérios de fragilidade emergente para estas APPs, tendo em vista situações pontuais e as consequências da não observação destes parâmetros. Neste sentido Sutil, Gonçalves e Vieira (2020), ao estudarem a fragilidade ambiental para o estabelecimento e proposição de Corredores Ecológicos em Piracicaba, SP, verificaram que as áreas mais vulneráveis eram aquelas mais próximas às cabeceiras dos rios e que a recomposição da vegetação nestas APPs, além de promover sua estabilidade, poderia aumentar a eficiência da conexão entre fragmentos.

3.5.3 Fragilidade ambiental

A partir do cruzamento dos temas básicos de uso e cobertura do solo, declividade e áreas de preservação permanente, foi produzido o tema avaliativo de fragilidade ambiental.

Foram atribuídos diferentes pesos aos temas e notas as suas classes, conforme a importância de cada fator para a área (hierarquia), a saber: Peso 40 para o tema uso e cobertura do solo (*U*), peso 40 para declividade (*D*) e peso 20 para APP (*A*), totalizando o valor 100. Notas variando do valor mínimo 1 para as classes representativas de baixa fragilidade ambiental até o valor máximo de 4 para as classes interpretativas de alta fragilidade ambiental (ROSS, 1994; RODRIGUES, MONTEIRO & SOUZA, 2018). Os resultados encontram-se na Figura 9, e Tabela 6.

A análise integrada dos elementos da paisagem, como declividade, uso e ocupação da terra e áreas de preservação permanente (cobertura vegetal), por meio de uma abordagem multicritério, com uso de SIG, permitiu a verificação da possibilidade de adaptação do método de Ross (1994) e da escala de Likert para determinação da fragilidade do entorno da ARIE Floresta da Cicuta (GONÇALVES et al., 2011).

Isso ajudou a compreender os níveis de fragilidade da área de estudo ao se comparar e correlacionar os fatores que influenciam a fragilidade ambiental. Os resultados revelaram que 53,66% (1774 ha) da paisagem se apresenta como de alto a muito alto grau de fragilidade. Essa fragilidade está principalmente associada à declividade do terreno, com valores superiores a 20%, e ao tipo de uso da terra, especialmente a pastagem. Esses fatores têm uma influência maior na fragilidade total do que as Áreas de Preservação Permanente (APPs), independentemente de estarem ou não cobertas por vegetação, levando em consideração a proporção destas em relação à área estudada.

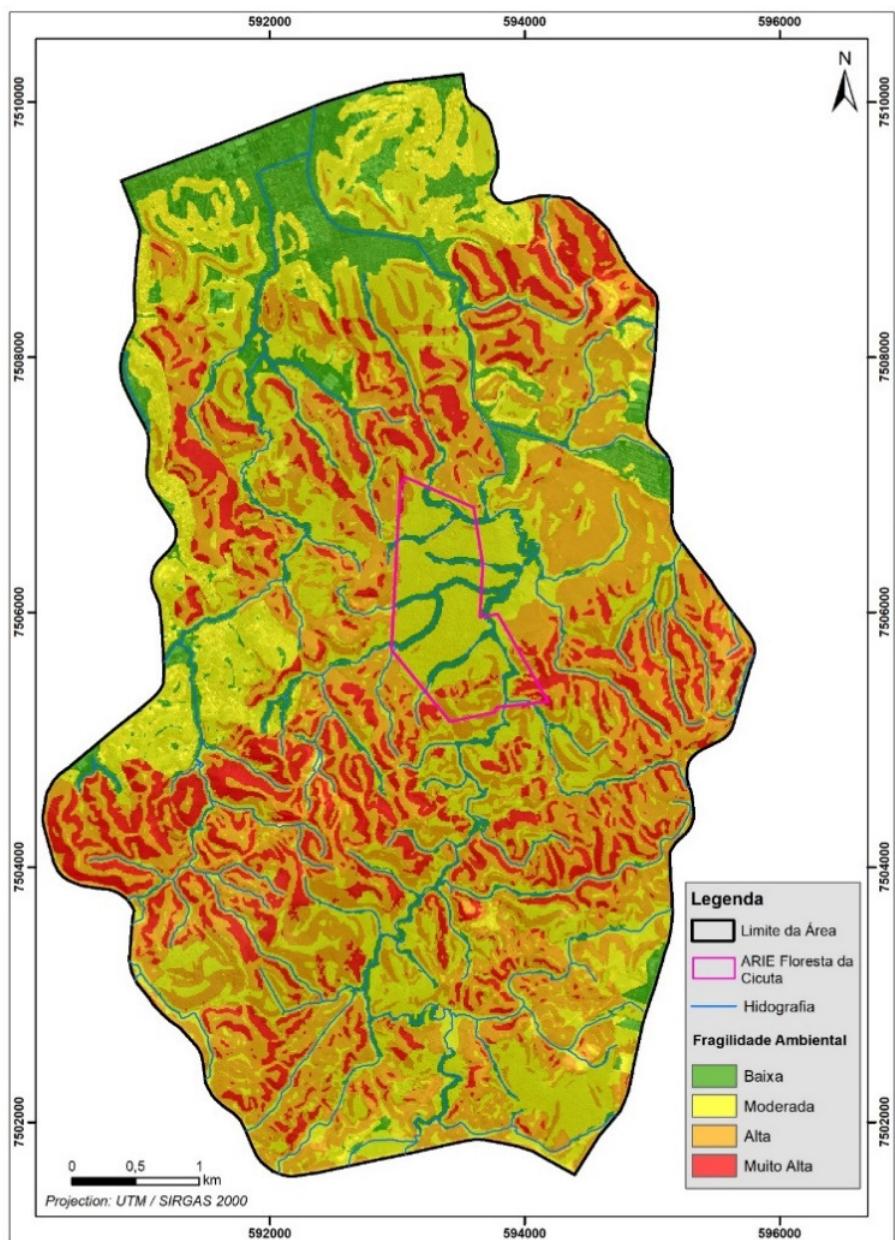


Figura 9. Mapa temático para fragilidade ambiental do entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil. Fonte: Elaborado pelo Autor.

Tabela 6. Fragilidade ambiental do entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.

Classe de Fragilidade Ambiental	Área (ha)	Área (%)
Baixa	384,64	11,63%
Moderada	1147,55	34,71%
Alta	1313,84	39,74%
Muito Alta	460,18	13,92%
Total	3306,14	100,00%

Os resultados para a área de estudo são corroborados por Ross (1994), que afirmar que mesmo em áreas onde há cobertura vegetal arbórea, o mapa de fragilidade pode mostrar níveis altos a muito altos, o que indica a predominância do relevo sobre outros fatores.

No entanto, é importante ressaltar que as áreas não sujeitas a proteção legal correspondem a 83,95% da área de estudo e apresentam uma fragilidade muito alta, de acordo com a sistematização hierárquica da análise. Portanto, essas áreas devem ser consideradas prioritárias para ações de conservação, mesmo não sendo protegidas pela legislação específica.

Os resultados obtidos por Pereira, Costa & Garcês Júnior (2019) indicaram que a declividade é um componente de maior importância e que a associação entre características topográficas e o manejo do solo, como a presença de cobertura vegetal, contribui para um menor grau de fragilidade ambiental. Além disso, a declividade é utilizada como referência para a regulamentação ambiental e seu cumprimento, com afirmado por (BARBOSA et al., 2019).

Ladislau et al. (2021), ao analisarem o risco de incêndios na APA Sul (RMBH), sul de Belo Horizonte, MG, relacionam esse risco aos fatores altitude e declividade, afirmando que nas maiores altitudes e declividades, este seria minimizado devido à dificuldade de acesso. Os resultados obtidos por esses autores corroboraram essa afirmação, no entanto, em áreas declivosas submetidas ao uso da terra pastagem principalmente, uma vez que a ignição tem início, a propagação do fogo pode ser potencializada pela declividade devido à convecção.

Esses resultados são corroborados por Soares e Martins (2021), que destacam o uso da terra como um fator que influencia os processos de desequilíbrio dinâmico, levando ao aumento da fragilidade potencial ou emergente em uma paisagem.

A associação de declividades superiores a 30% com a conversão de áreas de vegetação nativa para usos como pastagem pode agravar ainda mais a situação ambiental dessas áreas, resultando em uma fragilidade emergente. Isso ocorre devido à combinação da declividade com a remoção da cobertura arbórea e a práticas de manejo não conservacionistas, como a bovinocultura extensiva em pastagens não manejadas ou com manejo inadequado (OLIVEIRA, ASCIUTTI & DANTAS-FERREIRA, 2016).

Gonçalves et al (2011), ao estudarem a fragilidade ambiental em Bacia Hidrográfica em Mato Grosso do Sul, afirmam que práticas sustentáveis de utilização do solo e a manutenção da cobertura vegetal, controlam o escoamento superficial, diminuindo a fragilidade ambiental.

A classe de fragilidade moderada abrange cerca de um terço da área de estudo, representando 34,71% (1147,55 ha). Ela está associada a declividades inferiores a 20% e ao uso da terra como vegetação nativa. Esses dados indicam que essa parte da área é relativamente estável, mas é importante implementar ações de monitoramento e conservação para evitar qualquer retrocesso nesse status. É crucial evitar práticas como a remoção da cobertura vegetal existente e a conversão dessas áreas em pastagens.

A classe de fragilidade baixa abrange 11,63% da área de estudo e está fortemente relacionada às classes de uso da terra como área urbana e Áreas de Preservação Permanente (APPs) em mata ciliar, além de declividades inferiores a 8%. Nesse sentido, é essencial monitorar e conservar as APPs em faixas marginais que possuam cobertura vegetal. Além disso, é necessário realizar a recomposição das áreas desprovidas de vegetação, conforme determinação legal, para preservar a diversidade, a mobilidade da fauna e a conexão entre fragmentos, o que pode reduzir a fragilidade de áreas do entorno classificadas com grau de fragilidade alto ou muito alto, devido ao aumento da diversidade biológica.

Umeda et al. (2015), ao avaliarem o potencial de conectividade entre unidades de conservação através de corredores ecológicos, concluíram que a maior parte das áreas cobertas por vegetação eram constituídas por APPs de mata ciliar, e que estas proporcionavam condições de sobrevivência e reprodução das espécies, além de facilitar a dispersão de propágulos.

3.6 CONCLUSÕES

Os resultados do estudo permitiram mostrar que a adaptação da metodologia utilizada por Ross (1994), para determinação da fragilidade ambiental, mediante a integração dos temas individuais de fragilidade, com base no trabalho de Gonçalves et al. (2011), foi adequada e mostrou eficácia na análise teórica para a caracterização da fragilidade ambiental da área de estudo, sendo condizente com a escala de trabalho utilizada.

Com base nos métodos citados, observou-se no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ o predomínio das classes de fragilidade de moderada a muito alta.

Estas informações permitem compreender a fragilidade ambiental da área, com base nos fatores que influenciam sobre esta dinâmica. Observou-se que a fragilidade se associa principalmente à declividade e os fatores antrópicos, como o uso da terra, podem agravar esta fragilidade, e, ao mesmo tempo, podem servir como subsídio às ações que visem minimizá-la.

Dentre estas ações, a recomposição da vegetação principalmente, tanto em APPs, como em áreas não sujeitas a restrições legais, pode promover a conectividade entre fragmentos e o aumento da diversidade de espécies e da dispersão de propágulos.

4. CAPÍTULO II

**ANÁLISE ESPACIAL DA ESTRUTURA DA PAISAGEM NO ENTORNO
DE UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO NA REGIÃO SUL DO
ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL**

4.1 RESUMO

O estudo teve como objetivo a avaliação da fragmentação no entorno da ARIE "Floresta da Cicuta" no Vale do Paraíba do Sul, RJ, através de métricas da paisagem, essencial para a conservação da biodiversidade em meio às ameaças enfrentadas pelas florestas tropicais. A região, com clima mesotérmico e vegetação classificada como Floresta Estacional Semidecidual Submontana, foi classificada em cinco principais classes de uso da terra: Floresta, Pastagem, Área Urbana, Corpos Hídricos e Solo Exposto, totalizando 3.307,92 hectares e 221 manchas. A análise das métricas da paisagem revelou que a classe "Floresta", abrangendo 1.196,3 hectares (36,28%), exibe fragmentos variando de 0,66 a 859,6 hectares, com densidade média de fragmentos de 2,48 e bordas de 92,30 m/ha. A área central média variou entre 11,84 e 2,91 ha em função da largura da borda (15-120 m). A distância média do vizinho mais próximo não variou e índice de proximidade médio variou 88,1 m, conforme o raio de busca (100 – 1000m). Embora a fragmentação tenha impactado negativamente a funcionalidade dos fragmentos menores, métricas de área e conectividade indicaram relativa proximidade entre eles, facilitando a movimentação da fauna e dispersão de propágulos. Fragmentos maiores, especialmente aqueles acima de 10 hectares, mostraram-se cruciais para o funcionamento da paisagem e intercâmbio genético, tendo em vista a conectividade entre eles, favorecendo ações de conservação e recolonização. A integração de métricas da paisagem com geoprocessamento permitiu uma caracterização eficaz da área de estudo, evidenciando a importância dos fragmentos florestais e a necessidade de medidas de conservação para garantir a sustentabilidade desses ecossistemas.

Palavras chave: Mata Atlântica. Unidades de conservação. Biodiversidade. Métricas da paisagem. Conservação.

4.2 ABSTRACT

The study aimed to assess fragmentation around the ARIE "Floresta da Cicuta" in the Vale do Paraíba do Sul, RJ, using landscape metrics, crucial for biodiversity conservation amidst threats faced by tropical forests. The region, with a mesothermal climate and vegetation classified as Submontane Seasonal Semideciduous Forest, was categorized into five main land use classes: Forest, Pasture, Urban Area, Water Bodies, and Exposed Soil, totaling 3,307.92 hectares and 221 patches. Landscape metrics analysis revealed that the "Forest" class, covering 1,196.3 hectares (36.28%), exhibited fragments ranging from 0.66 to 859.6 hectares, with an average fragment density of 2.48 and edges of 92.98 m/ha. The average core area varied between 11.84 and 2.91 ha depending on edge width (15-120 m). The average nearest neighbor distance did not vary, and the average proximity index varied by 88.1 m, depending on the search radius (100 - 1000m). Although fragmentation negatively impacted the functionality of smaller fragments, area and connectivity metrics indicated relative proximity between them, facilitating fauna movement and propagule dispersal. Larger fragments, especially those above 10 hectares, proved crucial for landscape functioning and genetic exchange, with considerable connectivity between them, favoring conservation and recolonization efforts. Integrating landscape metrics with geoprocessing allowed an effective characterization of the study area, highlighting the importance of forest fragments and the need for conservation measures to ensure the sustainability of these ecosystems.

Keywords: Atlantic Forest. Conservation units. Biodiversity. Landscape metrics. Conservation.

4.3 INTRODUÇÃO

A biodiversidade é responsável pelos processos ecológicos e os serviços ecossistêmicos destes decorrentes, portanto, sua conservação é de extrema importância para a manutenção do equilíbrio do ambiente, desenvolvimento socioeconômico e a qualidade de vida, principalmente em biomas como a Mata Atlântica, onde é grande a pressão pela ocupação do espaço pela população, e em cidades com forte concentração industrial, como em Volta Redonda, RJ.

Uma das formas de preservar e conservar a biodiversidade é através da criação de Unidades de Conservação, como a Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Floresta da Cicuta, com o objetivo de promover o conhecimento e a compreensão, para a proteção dos remanescentes de Mata Atlântica e de sua biodiversidade, a manutenção da oferta dos serviços ambientais e ecossistêmicos e de condições de refúgio para espécies raras ou ameaçadas de extinção, como o *Alouatta clamitans* (bugio) e a *Cariniana legalis* (jequitibá-rosa), a manutenção da integridade dos corpos hídricos, como o Rio Brandão, e como espaço de conscientização da importância desta unidade, não só ecológica, mas cultural e histórica, principalmente por tratar-se de UC situada em área urbana, (ICMBIO; 2018; FIGUEIREDO et al., 2017; MÜLLER & OLIVEIRA, 2020).

O mapeamento de unidades da paisagem proporciona a melhor compreensão de sua dinâmica e o diagnóstico da sua situação atual, a caracterização da paisagem frente às pressões antrópicas e seus impactos relacionados, permitindo a proposição de alternativas que auxiliem o gerenciamento destas áreas no sentido da adequação dos usos e otimização de suas potencialidades, no que se refere à conservação dos recursos naturais e prestação de serviços ecológicos e ambientais (FOLLMANN & FIGUEIRÓ, 2011).

Estudos de Ecologia da Paisagem baseados em métricas de avaliação, em imagens orbitais e em Sistemas de Informação Geográfica (SIG), são de vital importância para o diagnóstico e planejamento de ações destinadas à conservação dos recursos naturais e ao ordenamento territorial. No entanto, a aplicação dessa metodologia ainda é incipiente no Brasil, limitando-se a poucos pesquisadores especialistas nesta abordagem, e ao uso de técnicas puramente qualitativas ou de quantificações simples, como medições e porcentagens, com ampla possibilidade para o avanço da utilização para o estudo da fragmentação florestal e de conservação da biodiversidade (PIVELLO e METZGER, 2007; FRANÇA et al., 2019).

O uso de métricas da paisagem, devido às diversas possibilidades de dimensionamento, não só espacial, como de parâmetros ecológicos, vem se consolidando como importante instrumento para análise, monitoramento, planejamento do uso da terra e proposição de medidas que visem a recomposição das funções e dos processos ecológicos, como a recomposição de Áreas de Preservação Permanente, Reservas legais e prevenção e controle de incêndios, criação de unidades de conservação, além daquelas previstas no plano de manejo destas, permitindo ainda a verificação dos resultados dessas ações (PEREIRA et al., 2001; MÜLLER & OLIVEIRA, 2020).

A utilização de imagens, principalmente as de alta resolução espacial, possibilita delimitar, quantificar e até caracterizar tipos vegetacionais que ocorrem em determinadas áreas ou fragmentos florestais. Constitui-se em importante ferramenta para a gestão ambiental e territorial, pois permite a análise da composição e estrutura destes ecossistemas e, como consequência, auxilia na simulação de cenários futuros, bem como na proposição de medidas de conservação ou recuperação (SOUZA et al., 2014). Alguns softwares vêm sendo utilizados para o processamento de imagens orbitais para fins de conservação da biodiversidade, dentre eles, destacam-se o ArcGIS® (1969) criado pela empresa americana ESRI e o FRAGSTATS, desenvolvido por McGarigal & Marks (1994), que processa métricas da paisagem a partir de mapas digitais com classes de uso, por exemplo, e permite identificar na paisagem áreas agrupadas conforme as semelhanças de suas respostas espectrais.

Esse conjunto de técnicas permite classificar a paisagem em distintas classes, possibilitando identificar as inter-relações da paisagem e suas consequências, como por exemplo, o grau de fragmentação e a distância entre fragmentos. Essas ferramentas permitem mapear unidades da paisagem, proporcionando a melhor compreensão de sua dinâmica e o diagnóstico da situação atual como a distribuição, forma e grau de agregação entre estas unidades, visando a conservação dos recursos naturais, da diversidade biológica e prestação de serviços ecológicos e ambientais (SANTOS & ROCHA, 2020).

Essas técnicas integradas aos conceitos de métricas de ecologia da paisagem, às tecnologias de geoprocessamento, sensoriamento remoto e SIG, permitem qualificar e quantificar aspectos de elementos da paisagem como os fragmentos florestais. Dentre eles, podemos destacar, as áreas, formas, os efeitos de borda e a conectividade, que podem ser caracterizados no processo de mapeamento e classificação com uso de imagens de satélite e softwares como o FRAGSTATS (SANTOS et al., 2017).

Os resultados da classificação e das métricas da paisagem como a área dos fragmentos, os perímetros de suas bordas e a relação entre estes (forma), bem como a distância entre fragmentos (conectividade), permitem planejar ações para integração entre fragmentos maiores e menores, como o plantio de espécies ou outras técnicas que propiciem a formação de corredores ecológicos e construção de aceiros que reduzam o efeito de borda, entre outras (FERNANDES & FERNANDES, 2017).

Este capítulo norteia-se pela hipótese de que os efeitos da fragmentação florestal, como a redução da área e o efeito de borda, impactam direta e negativamente os ecossistemas florestais.

Portanto, a análise espacial da fragmentação através de métricas da paisagem pode quantificar espacialmente tais efeitos e contribuir para ações voltadas à conservação, principalmente em áreas de tamanho reduzido. Sendo o objetivo da tese avaliar, através da classificação de imagens orbitais e de métricas da ecologia da paisagem, caracterizar o resultado do processo de fragmentação do entorno da ARIE Floresta da Cicuta, em Volta Redonda e Barra Mansa, RJ.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

4.4.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado no entorno da Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Floresta da Cicuta, unidade de conservação do grupo “uso sustentável”, localizada nos municípios de Barra Mansa (85%) e Volta Redonda (15%) (MMA, 2002), Médio Vale do Paraíba do Sul, RJ, entre as coordenadas 21°56'53,52" S e 42°53'40,42" W (MONSORES et al., 1983; SILVA, 2019) e circunscrita pelo polígono formado pelas Rodovia Lúcio Meira (BR 393), Rodovia Presidente Dutra (BR 116) e Rodovia dos Metalúrgicos (VRD-001), como mostra a Figura 1, onde ocorrem áreas de pastagem extensiva, fragmentos florestais de tamanhos e em estágios sucessionais distintos, além de áreas urbanizadas e pequenas manchas de solo exposto e de corpos hídricos.

O clima na região é definido como mesotérmico Cwa, com precipitação média anual de 1390, e variando entre 1300 a 1600 mm (KÖPPEN, 1936; ALVARES et al., 2013). Na região, o inverno é frio e seco (junho e setembro), enquanto o verão é quente e chuvoso (outubro e abril). A temperatura média anual é de 22,3°C, sendo que as médias anuais máximas para o inverno e verão são de 17°C e 24°C, respectivamente (ALVES et al., 2005; SOUZA et al., 2007; ICMBIO, 2018; VASCONCELOS, 2019). As altitudes variam entre 400 e 450 m acima do nível do mar (BRASIL, 1983; ALVES et al., 2005; SOUZA et al., 2007).

A área de estudo insere-se na Sub-bacia do Médio Paraíba, a qual, pertence à grande Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul, que possui grande importância regional sob o ponto de vista de abastecimento de água e geração de energia, entre outros. Tem como principal fonte de drenagem o Rio Brandão (ICMBIO, 2018), com cerca de 20 km de extensão, desde a nascente até sua foz, na margem direita do Rio Paraíba do Sul, além dos Rios Cafuá, Cachoeirinha e o Córrego Água Fria, com menores extensão e vazão que o Rio Brandão (AGEVAP, 2006).

A feição dominante caracteriza-se como “Mar de Morros”, originada por diferentes graus de dissecação dos substratos que resultaram em sucessivas encostas em formato de meias laranjas (FDBS, 1998; AB`SABER, 2003). Tendo como base duas unidades topomorfológicas: os afloramentos de rochas cristalinas e a planície, esta constituída por sedimentos depositados no fundo dos vales, tendo como principais rochas constituintes os gnaisses, biotita-muscovita-gnaisse, biotita-gnaisse, materiais da bacia de Volta Redonda, diques básicos e sedimentos colúvio-aluvionares do Quaternário. Os remanescentes florestais da ARIE Floresta Cicuta e entorno encontram-se sobre estes últimos materiais (BRASIL, 2016; BRASIL, 1983). Predominam na área de estudo as classes de solos Argissolos e Latossolos, (SANTOS et al., 2011; ICMBIO, 2018).

A Floresta Estacional Semidecidual é a vegetação original predominante, característica das regiões da Serra da Mantiqueira e do terço inferior da bacia do rio Paraíba do Sul, sendo a tipologia vegetacional do entorno da ARIE Floresta da Cicuta classificada como Floresta Estacional Semidecidual Submontana (IBGE, 2012), por resultar da dupla estacionalidade climática, que levou as espécies vegetais a se adaptarem à esta condição pela perda de 20 a 50% das folhas entre o conjunto das espécies no período de estiagem (AGEVAP, 2006; SÃO PAULO, 2018).

O processo de ocupação do Médio Vale do Paraíba do Sul tem início com a abertura de vias para o escoamento da produção de ouro e, a partir do declínio desta, por volta de 1800, inicia-se um novo ciclo, o da cultura do café, que promoveu forte crescimento e desenvolvimento regional e consequente pressão sobre o Bioma Mata Atlântica. A partir de 1930, com a industrialização nacional e a implantação da Companhia Siderúrgica Nacional em 1940, tem início o processo de urbanização regional.

Atualmente as cidades de Barra Mansa e Volta Redonda apresentam população de 460.162 habitantes (IBGE, 2021) e representam importante centro de desenvolvimento industrial do estado do RJ, com destaque para a Companhia Siderúrgica Nacional (CSN).

Além disso, a área de estudo caracteriza-se, em sua maior parte, pela presença de propriedades que têm como principal atividade a pecuária extensiva, de uma linha de transmissão de Energia (500 kV), de uma área de erosão intensa, devido a exploração pretérita de saibro, de um campo de treinamento do corpo de bombeiros da CSN, um aterro sanitário desativado (lixão) sem a impermeabilização protetora do solo, e de uma faixa de dutos da antiga TRANSPETRO, além da vizinhança de empreendimentos comerciais, industriais e residenciais (ICMBIO, 2018).

4.4.2 Métricas da paisagem

Para o cálculo das métricas de paisagem foi utilizado o software Fragstats 4.2.598 que necessita de um arquivo raster classificado como entrada, sendo este arquivo o mesmo utilizado para a classificação, no capítulo 1. Ele analisa padrões espaciais e quantifica a estrutura da paisagem, como por exemplo, a extensão territorial e a distribuição espacial das manchas que ocorrem numa paisagem, através de estatísticas relacionadas aos pixels de cada mancha do mosaico, cada tipo de mancha ou classe, contida no mosaico e da paisagem como um todo (REMPTEL, KAUKNINEN & CARR 2012).

As várias métricas calculadas pelo Fragstats 4.2.598 podem ser agrupadas em oito grupos de categorias: métricas de área, de manchas, de bordas, de forma, de área central, de vizinho mais próximo, de diversidade, de contágio e entrelaçamento.

No entanto, devido a uma imagem raster ser retangular, ela carrega valores iguais a '0' nos pixels que não foram classificados. A fim de que o Fragstats não calculasse as métricas relativas aos pixels de valor '0' foi realizado o corte da área de estudo, para geração de um arquivo raster com as suas dimensões e para que apenas os pixels nela contidos fossem processados.

Abaixo são apresentadas as métricas, seus conceitos e fórmulas dos parâmetros utilizado neste estudo, com base em (MCGARIGAL & MARKS, 1994; PEREIRA et al., 2001; SERAFIM, 2014; PAES DE BARROS, 2018).

a) Área total da paisagem (TA)

Além de delimitar e informar a extensão da paisagem, é a métrica na qual se baseiam os cálculos de diversas outras métricas, bem como na comparação entre diferentes paisagens, sendo normalmente utilizada a unidade hectares (ha).

b) Área da classe (CA)

Expressa a soma das áreas individuais de cada uma das manchas componentes de determinada classe (uso), é uma medida de composição da paisagem, possui diversas aplicações, como demonstrar a fragmentação e estar ligada a aspectos populacionais relacionados ao habitat, além de servir como base para outras métricas. Pode variar de 0, quando não ocorre a mancha, passando por situações em que estas são raras, até 100% (ou TA), quando a paisagem seria composta por apenas uma mancha (Equação 2).

$$CA = \sum_{i=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10000} \right) \quad (2)$$

Sendo j , as manchas da classe i .

c) Área da mancha (AREA)

Indicador importante relacionado a fatores como a ocorrência, riqueza e abundância de espécies e à área mínima de habitat, já que o tamanho da área é diretamente proporcional à probabilidade de disponibilização de habitat e de recursos e aumenta a capacidade de mobilidade e dispersão, entre outros. Além disso a AREA é a base para o cálculo de outras métricas (classe, mancha, paisagem), sendo útil ainda como critério de avaliação ou escolha da vizinhança.

Seus valores são maiores que zero, sendo influenciados pelo tamanho do pixel e pela extensão da imagem (Equação 3).

$$AREA = aij \left(\frac{1}{10.000} \right) \quad (3)$$

Sendo aij = área da mancha i, da classe j.

d) Porcentagem da área ocupada pelas manchas de determinada classe em 100 ha (PLAN)

Expressa a porcentagem ocupada por determinada classe em relação à área total da paisagem, sendo resultante da soma das áreas de todas as manchas de determinada classe, dividida pela área total da paisagem (TA), convertida em porcentagem. Indica o peso relativo de uma categoria de uso da terra sobre a totalidade do território em análise, constituindo um índice importante para definir a composição da paisagem. Seu caráter relativo, a torna apropriada para a comparação entre paisagens de dimensões variadas (Equação 4).

$$PLAN (Pi) = \frac{\sum_{j=1}^n aij}{A} (100 \text{ ha}) \quad (4)$$

Sendo j o fragmento, i a classe e A a área total da paisagem.

e) Tamanho médio dos fragmentos (MPS)

Expressa a média entre as áreas das manchas componentes de determinada classe, ou de toda a paisagem, sendo a base para aplicações estatísticas em outras métricas (Equação 5).

$$MPS = \frac{\sum_{i=1}^n aij}{ni} \quad (5)$$

Sendo $j = 1 + \dots + n$ (manchas), aij a área da mancha j, pertencente à classe i, e ni o número total de manchas da classe ou da paisagem

f) Número de fragmentos existentes (NP)

É uma medida da estrutura que pode ser aplicada no nível de classe ou paisagem. De acordo com o contexto pode afetar a variabilidade de processos ecológicos e ser utilizada para avaliar a estabilidade das interações entre espécies, como por exemplo, o número de manchas pode afetar o número de subpopulações. Apesar das limitações quanto ao valor interpretativo, por não informar sobre área, distribuição ou densidade de manchas, pode ser importante em relação a vários processos ecológicos, além de servir de base para outras métricas (Equação 6).

$$NP = ni \quad (6)$$

Sendo ni , o número de manchas existentes em uma classe i , ou em toda a paisagem.

g) Densidade de fragmentos (PD)

Expressa o número de manchas de determinada classe (NP), relativo à área de 100 ha. Apesar de ser limitado por não informar sobre o tamanho e a distribuição espacial das manchas, é relevante em comparações entre áreas de tamanhos distintos, já que incorpora a unidade área, além de indicar a fragmentação e a heterogeneidade espacial relativa às classes dentro da paisagem e, sendo uma medida de estrutura, pode afetar a variabilidade de processos ecológicos, em função do contexto.

$$PD = \frac{ni}{A} (100 \text{ ha}) \quad (7)$$

Sendo ni , o número de manchas existentes em uma classe i e A , a área total.

h) Índice de fragmento maior (LPI)

Expressa a porcentagem da paisagem que é ocupada pelo maior fragmento de determinada classe, podendo ser indicativo da dominância. Aproxima-se de zero quando a maior mancha da classe i , em análise, diminui, e aproxima-se de 100% quando uma única mancha tende a compor toda a paisagem.

Diferentemente do LPI a nível de classe, o LPI a nível de paisagem corresponde à maior mancha que ocorre entre todas as classes de toda a paisagem, ou seja, a maior de todas as manchas da paisagem (Equações 8 e 9, respectivamente).

$$LPI = \frac{\max_{j=1}^n (aij)}{A} (100) \quad (8)$$

e

$$LPI = \frac{\max(aij)}{A} (100) \quad (9)$$

Sendo j o fragmento, i a classe e A a área total da paisagem.

i) Índice de similaridade da paisagem (LSIM)

Assim como PLAND, expressa a relação percentual entre a área ocupada por determinada classe e a área total, e não em 100 ha como na Equação 10 ou na Equação 11:

$$LSIM = \frac{\sum_{j=1}^n aij}{A} (100) \quad (10)$$

ou

$$LSIM = \frac{CA}{TA} (100) \quad (11)$$

Sendo j , o fragmento, i a classe e A , a área total da paisagem.

j) Total de bordas (TE)

Expressa a soma dos perímetros individuais de cada uma das manchas componentes de determinada classe. O perímetro é a base para todas as métricas relacionadas à forma das manchas, a qual está relacionada diversos processos ecológicos e à análise de fragilidade das manchas quanto à sua funcionalidade interna (Equações 12 e 13, respectivamente).

$$TE(\text{classe}) = \sum_{j=1}^n e_{ij} \quad (12)$$

Sendo e_{ij} , o comprimento total das bordas das manchas j da classe i .

E:

$$TE(\text{paisagem}) = \sum_{i=1}^n e_i \quad (13)$$

Sendo e_i , o perímetro (borda) da i -ézima mancha.

k) Densidade de bordas (ED)

Expressa a razão entre a soma dos comprimentos de todos os perímetros de determinada classe e a área total da paisagem, portanto, o peso relativo das bordas desta classe na paisagem, relacionando-se à sua configuração, ainda que não seja de forma espacialmente explícita. É importante para muitos fenômenos ecológicos e se aplica tanto às classes como à paisagem, e por ser uma relação entre comprimentos e unidade de área, permite a comparação entre paisagens de tamanhos distintos (Equação 14).

$$ED = \frac{\sum_{i=1}^n e_{ij}}{A} \quad (14)$$

Sendo e_{ij} , o comprimento total das bordas das manchas j da classe i , e A , a área total da paisagem.

l) Índice de forma (SHAPE)

Baseado na relação perímetro-área e relacionado à configuração da paisagem quanto à complexidade da forma das manchas, é amplamente utilizado em estudos de ecologia da paisagem. É um ajuste à métrica densidade de bordas (ED), com a introdução da comparação da forma resultante desta a um polígono regular (quadrado), através da divisão dos perímetros individuais de cada mancha de determinada classe pela raiz quadrada da área desta. A fim de reduzir a dependência em relação ao tamanho da área, resulta em medida adimensional que varia de 1 a ∞ , sendo que, quanto mais próxima de 1 for essa medida, mais próxima será a forma da mancha a de um círculo, e quanto maior for a mesma, mais irregular será a forma da mancha (Equação 15).

$$SHAPE = \frac{0,25 P_{ij}}{\sqrt{a_i}} \quad (15)$$

Sendo P_{ij} o perímetro j de determinada mancha da classe i , e a_i , a área desta classe.

m) Índice de forma médio (MSI)

É a média entre os SHAPE de determinada classe e base para todas as análises estatísticas e métricas relacionadas à forma (Equação 16):

$$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{0,25 P_{ij}}{\sqrt{a_i}}}{n_i} \quad (16)$$

Sendo P_{ij} o perímetro j de determinada mancha da classe i , a_i a área desta classe, e n_i o número de manchas da classe i .

n) Dimensão fractal do fragmento médio (MPFD)

Outro índice de forma baseado na relação perímetro-área e relacionado à complexidade da forma das manchas. A análise fractal possui a vantagem de se aplicar a características espaciais em escalas variadas e, assim como o SHAPE, supera uma das principais limitações da relação euclidiana perímetro-área como medida da complexidade da forma. É geralmente aplicado ao mosaico de toda a paisagem, e no caso de utilização para manchas individuais pode ser influenciada pelo tamanho da mancha, devendo ser utilizada com precaução, por isso a utilização da média entre as dimensões fractais destas neste estudo. Resulta em medida adimensional que varia entre 1 e 2, sendo que, quanto mais se afaste de 1 indica maior irregularidade da forma da mancha (Equações 17 e 18, respectivamente).

$$MPFD = \sum_{j=1}^n \frac{2 \ln(0,25 P_{ij})}{\frac{\ln a_i}{n_i}} \quad (17)$$

$$MPFD = \sum_{j=1}^n \frac{\frac{2 \ln (0,25 P_{ij})}{\ln a_i}}{n_i} \quad (18)$$

Sendo P_{ij} , o perímetro da mancha j da classe i , a_i a área desta classe e n_i o número de manchas da classe i .

o) Dimensão fractal do fragmento médio ponderada pela área (AWMPFD)

Neste caso adiciona-se mais um componente para diminuir o efeito da variabilidade da área, através da aplicação de seu peso a medida da forma de cada uma das manchas de determinada classe (Equação 19).

$$AWMPFD = \frac{\left\{ \left[\frac{2 \ln(0,25 P_{ij})}{\ln a_i} \right] \left[\frac{a_i}{\sum_{j=1}^n a_i} \right] \right\}}{n_i} \quad (19)$$

p) Área central total (TCA)

A área central é a soma da área central de todas as manchas de determinada classe e expressa a composição e configuração da paisagem das manchas, uma vez que, embora a distância (largura) da borda seja determinada por quem está realizando o estudo, delimita a área que teoricamente não estaria sujeita aos seus efeitos. Está diretamente relacionada à funcionalidade de determinada mancha, sendo considerada como excelente estimador da qualidade do habitat, pois ao contrário da área da mancha em si, a área central é influenciada pela forma da mancha (PEREIRA et al., 2001). Além disso, a TCA é a base para o cálculo da

Área central média por fragmento (NCAI), do percentual de área central (da classe) na paisagem (C%LAND) e do Índice de área central média (MCAI) (Equações 20, 21, 22 e 23, respectivamente).

$$TCA = \sum_{i=1}^n aij^e \quad (20)$$

Sendo aij^e a área interior do fragmento j da classe i .

$$NCAI = \frac{\sum_{i=1}^n aij^e}{ni} \quad (21)$$

Sendo ni , o número de manchas da classe i .

$$C\%LAND = \frac{\sum_{i=1}^n aij^e}{TE} \quad (22)$$

Sendo TE , a área total da paisagem.

$$MCAI = \frac{\sum_{i=1}^n aij^e}{\sum_{i=1}^n aij} (100) \quad (23)$$

q) Número de áreas centrais disjuntas (NDCA)

Relaciona-se à configuração e distribuição das áreas centrais, em função da distância da borda definida, aplicando-se à manchas, classes e à paisagem como um todo, correspondendo à quantidade de área preservada no interior das mancha e indicando o grau de fragmentação, sendo adimensional e maior ou igual a zero e, quanto maior este índice, maior será a fragmentação (Equação 24).

$$NDCA = \sum_{i=1}^n njic \quad (24)$$

Sendo $njic$, o número de áreas centrais da mancha j , pertencente à classe i .

r) Índice de proximidade (PROXIM)

Aplica-se ao nível de mancha, baseando-se na dimensão e proximidade, em função da distância euclidiana, de determinada mancha de interesse à todas as outras manchas, de uma mesma classe, que se situem dentro de um raio de busca (buffer) pré-determinado, conforme a soma da área de cada uma das manchas do entorno da mancha de interesse, dentro do raio de busca especificado, divididas pelo quadrado da distância, com base nas bordas, entre cada uma destas até a mancha focal. Portanto trata do contexto de vizinhança de manchas da mesma classe e relaciona-se à distribuição destas que pode ser esparsa ou aglutinada, e ao isolamento e fragmentação, que serão indicados pelo resultado do índice.

O PROXIM tem valor maior ou igual a zero e, quando igual a zero significa que não há manchas vizinhas e de mesma classe dentro do raio de busca definido, aumentando à medida que o número de manchas de mesma classe, presentes na vizinhança e dentro do raio de busca cresça e que estas se tornem mais próximas da mancha de interesse e umas das outras, sendo o limite superior do PROXIM afetado pelo tamanho do raio de busca (Equação 25).

$$PROXIM = \sum_{s=1}^n \frac{aijs}{h^2 ijs} \quad (25)$$

Sendo ijs , a área (m^2) da mancha i da classe j dentro do raio de busca (m), h a distância (m) entre a mancha focal e as manchas vizinhas com base nas bordas.

s) Índice de proximidade médio (MPI)

O MPI é a média dos PROXIM de todas as manchas de determinada classe, ou a soma de todos os PROXIM dividida pelo número de manchas da classe em análise (Equação 26).

$$MPI = \frac{\sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h^2 i_{js}}}{ni} \quad (26)$$

Sendo ni o número de manchas da classe i .

t) Distância do vizinho mais próximo (ENN)

É a distância entre uma mancha analisada e aquela, da mesma classe, da qual esteja mais próxima, com base na distância euclidiana entre suas bordas. É uma medida da configuração da paisagem e relaciona-se à conectividade, indicando o isolamento e a fragmentação, influindo em processos ecológicos importantes, sendo, portanto, uma das formas mais simples para quantificação destes parâmetros. Aproxima-se de zero à medida que a distância para o vizinho mais próximo diminui e tem seu limite superior definido pela extensão da paisagem (Equação 27).

$$ENN = h_{ji} \quad (27)$$

Sendo h_{ji} a distância em (m) entre a mancha j , da classe i e a mancha vizinha mais próxima da mesma classe.

u) Índice de intercalação e justaposição (IJI-COHESION)

Esta métrica baseia-se nas adjacências das manchas em relação aos seus perímetros e a todos os outros tipos de manchas e considera todos os tipos de mancha que ocorrem na imagem, sendo um índice relativo que mede a intercalação observada em porcentagem relativa ao máximo de intercalação que pode ocorrer, considerando-se o número total de tipos de manchas. Seu valor aumenta à medida que as manchas se encontram mais uniformemente intercaladas, aproximando-se de 100 quando há intercalação e justaposição máxima, não sendo diretamente afetado pelo número, dimensão, contiguidade ou dispersão das manchas por si só (Equação 28).

$$IJI = \frac{-\sum_{k=1}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \right) \ln \left(\frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \right) \right]}{\ln (m-1)} \quad (100) \quad (28)$$

Sendo e_{ik} o comprimento total da borda na paisagem entre dois tipos de classes i e k , e m o número de classes presentes na paisagem, incluindo a borda da paisagem.

v) Índice de contágio (CONTAG)

É uma métrica que engloba tanto a dispersão quanto a intercalação e baseia-se na probabilidade de se encontrar dois tipos de pixels (células) diferentes i e j , lado a lado, sendo relativamente simples e por isso bastante utilizado em ecologia da paisagem, correlacionando-se com os índices de diversidade e dominância.

Sendo uma percentagem, mede a extensão segundo a qual os diferentes tipos de manchas são agregados ou aglutinados, sendo que valores mais altos indicam paisagens com poucas manchas, grandes e contíguas, e os mais baixos paisagens com muitas manchas, pequenas e dispersas. Valores próximos a zero indicam que cada célula (pixel) corresponde a uma mancha distinta, ou agregação mínima, quando próximos a 100, que há agregação máxima, ou seja, a paisagem é constituída por uma única mancha.

Tabela 7. Métricas, categorias, níveis de aplicação, significado e siglas, adotadas no estudo da estrutura da paisagem do entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.

Categoria de métricas	Escala (níveis)	Significado das métricas	Abreviação	Unidade de medição	
Área	Classe	Área da classe	CA	ha ou %	
		Índice de Similaridade de Paisagem	LSIM	%	
		Desvio padrão do tamanho dos patches de uma determinada classe	PSSD	ha	
		Coeficiente de variação do tamanho do patch para uma determinada classe	PSCoV	%	
	Fragmento	Índice do maior fragmento	LPI	%	
Número do fragmento	Fragmento	Área média do fragmento do fragmento	AREA_MN	ha	
	Paisagem	Densidade do Fragmento	DP	Numeral.100 ⁻¹ ha	
	Classe	Área média do fragmento do fragmento	AREA_MN	ha	
		Número de patches em cada classe	NumP/NP	Adimensional	
	Classe	Total de arestas	TE	m ha ⁻¹	
Borda		Densidade de arestas	ED	m ha ⁻¹	
		Razão perímetro-área média	PARA_MN	m ha ⁻¹	
Fragmento	Índice médio de forma	MSI/	Adimensional		
	Tamanho fractal do patch médio	FRAC_MN	m. ha ⁻¹		
	Tamanho fractal do patch médio ponderado pela área	FRAC_AW	m ha ⁻¹		
Área central	Classe	Área central total	TCA	ha	
		Área central média	CORE_MN	ha	
		Porcentagem de área central na paisagem	C% LAND	%	
	Classe	Número de áreas centrais disjuntas	NDCA	Adimensional	
		Índice médio de área central	CORE_MN	ha	
Proximidade	Classe	Índice de proximidade	PROXIM	ha ou m	
		Índice médio de proximidade	MPI	ha	
	Fragmento	Distância média do vizinho mais próximo	ENN_MN	m	
Contágio	Classe	Índice de intercalação e justaposição	IJI	%	
	Paisagem	Índice de contágio	CONTAG	Adimensional	

Fonte: Forman e Godron, 1986; McGarigal e Marks, 1994; Pereira et al., 2001; Serafim, 2014; Paes de Barros, 2018; Saura & Hortal, 2007 e Saura et al., 2011.

Para o cálculo das métricas Área central total (TCA); Percentual de área central na paisagem (C%LAND); Área Central Média (CORE_MN); Número de áreas centrais disjuntas ou desconexas (NDCA) e Índice de área central médio (MCAI), é necessário que se informe ao software (Fragstats) a largura da borda. As larguras de bordas utilizadas foram de 15, 30, 60 e 120 metros, respectivamente.

Já, para as métricas Índice de proximidade médio (PROXIM_MN); Distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN); Índice de intercalação e justaposição e Índice de contágio (CONTAG), é necessário informar ao programa um raio de busca como referência, sendo 100, 400, 700 e 1000 metros respectivamente, os utilizados nesse estudo.

4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A paisagem da área analisada caracterizou-se por um mosaico de unidades diferenciadas. As formas de uso da terra predominantes estavam ligadas a atividades com diferentes impactos e sujeitas a manejos distintos, as quais em conjunto responderam por mais de 54% da área mapeada. As manchas florestais integraram 46 % da paisagem, ainda que constituídas por vegetação secundária.

O procedimento de mapeamento e classificação da área de estudo resultou no mapa de uso e cobertura da terra, com cinco classes, Floresta (classe 1, fragmentos florestais), pastagem (classe 2, campos antrópicos), área urbana (classe 3), corpos hídricos (classe 4) e solo exposto (classe 5), totalizando 3.307,92 ha e 221 manchas.

A classe de uso predominante na área de estudo foi a pastagem, com 1.564,7 ha, ocupando 47,15 % desta, distribuídos em 96 manchas cujo tamanho médio foi de 16,3 ha. A classe fragmentos florestais vem a seguir, com 1.196,3 ha, recobrindo 36,28 % do território e 82 manchas, com tamanho médio de 14,59 ha. Estas duas classes se distribuem de forma homogênea por toda a paisagem. A classe área urbana com 527,32 ha, abrangendo 15,96% da paisagem e 35 manchas com tamanho médio de 15,07 ha, concentra-se mais ao norte e no perímetro ou borda da área de estudo, porém, com distribuição de poucas manchas por toda a paisagem. Já a classe, solo exposto com 17,79 ha, 4 manchas, com tamanho médio de 0,46 ha e ocupando 0,55 % da área, e corpos hídricos com 1,65 ha, 4 manchas com tamanho médio de 4,45 ha e abrangendo 0,06 % do território, distribuem-se de forma esparsa pela área de estudo.

Na Tabela 8 abaixo se encontram os resultados para a área total (TA) e das respectivas classes (CA), assim como, o número de manchas ou fragmentos (NumP), as porcentagens de cobertura, relativas à TA, de cada uma destas classes (LSIM) e o tamanho médio das manchas (fragmentos) de cada uma das 5 classes (AREA_MN).

Tabela 8. Métricas de paisagem para as classes de uso dos fragmentos florestais no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.

Classes	CA (ha)	LSIM (%)	NumP	AREA_MN (ha)
Fragmentos florestais	1.196,3	36,3	82	14,6
Pastagem abandonada	1.564,7	47,2	96	16,3
Área urbana	527,3	16,0	35	15,1
corpos de água/rio	1,8	0,1	4	4,5
Solo exposto	17,8	0,6	4	0,5
Total	3.307,9	100	221	

TA- Área total da paisagem; LSIM- Índice de similaridade de paisagem, CA- Área ocupada por cada classe; NumP- Número de fragmentos e AREA_MN- Tamanho médio do fragmento de cada uma das 5 classes.

A área dos fragmentos além de ser o parâmetro base para o cálculos de outras métricas da paisagem, tem relevante importância no que diz respeito às variações entre as espécies e, segundo Metzger (1999), a riqueza tende a diminuir quando a área do fragmento fica menor do que aquela que proporcione as condições mínimas necessárias à sobrevivência das populações.

Os resultados para a classe 2 “pastagem” indicam maiores agregação e conectividade entre estes, refletindo na maior influência desta classe sobre o funcionamento dos outros elementos componentes do território, o que nos permite considerar a classe pastagem como matriz onde se inserem as demais classes, no que diz respeito às métricas da paisagem.

Segundo Fernandes et al. (2017), este alto percentual de cobertura pela classe pastagem pode comprometer processos ecológicos e hidrológicos, como a manutenção da qualidade e

quantidade da água em uma Bacia Hidrográfica. Esta afirmação é corroborada pelo baixíssimo percentual de cobertura da paisagem (0,06 %) pela classe 4 “água. Porém, deve-se ressaltar que há rios, como o Brandão, além de poucos corpos hídricos (açudes), não detectados na classificação da imagem.

No entanto, segundo Saito et al. (2016), se bem manejada, a pastagem pode proporcionar maior proteção pela manutenção da cobertura do solo por todo o ano, além de ser mais “permeável” à biota, sendo este porém o tipo de uso responsável pela maioria dos incêndios florestais que ocorrem no país, sejam criminosos, ou resultantes de “queimadas”.

A classe 3 “área urbana”, distribui-se desde o leste até o oeste da área de estudo, no entanto, bastante concentradas ao norte desta. Tem importância no contexto da paisagem devido à pressão da expansão urbana em direção ao entorno, e à zona de proteção, da ARIE Floresta da Cicuta.

A soma das áreas das classes “pastagem” e “área urbana” resulta em 63,11 % de TA. Considerando tanto a ocupação em termos de área, quanto a continuidade da distribuição e a forma de uso da terra (urbano/urbanizado) das manchas componentes destas duas classes, podemos caracterizá-las como uma matriz antrópica onde se inserem a classe 1 “fragmentos florestais” e as classes 4 “água” ou corpos hídricos e 5 “solo exposto”.

O número de manchas da classe classe 4 “água” não foi distinto, possivelmente devido ao fato da coloração esverdeada da lâmina d'água dos pequenos lagos existentes na área de estudo terem sido confundidas pelo software com outra classe, possivelmente pastagem, bem como pela “ocultação” de rios como o Brandão, por exemplo, pela vegetação. Esta afirmação tem como base a visualização de pequenos lagos durante trabalhos de campo. Esta pequena área percebida pelo software como água, possivelmente representa pequenos reservatórios, artificiais ou resultantes da atividade humana, como por exemplo a mineração e o “aterro sanitário” (lixão destoado), e podem ser fonte de dessedentação e até de alimentação para a fauna em movimento, além de captação de água para controle de incêndios, principalmente na vegetação do entorno aos fragmentos.

Já a classe 5 “solo exposto”, embora seja relativamente pequena, indica atividade de mineração, não devendo ser negligenciada, tendo em vista seus impactos sobre os fragmentos e seus processos internos.

Tanto os resultados relativos à distribuição das classes e suas respectivas áreas, quanto aqueles relativos à distribuição dos fragmentos florestais em classes, são semelhantes aos encontrados por Fernandes & Fernandes (2017) e Santos et al. (2017), em estudos realizados na Bacia do Rio Ubá (Paty do Alferes, RJ) e em Paraíba do Sul (RJ). Segundo estes autores, o percentual de cobertura florestal encontrado pode ser considerado satisfatório se comparado à outras áreas de Mata Atlântica.

A classe “fragmentos florestais” será denominada como fragmentos daqui por diante, em relação às métricas da paisagem, ocupa 36,28% da área de estudo (TA). Este resultado supera o limiar de fragmentação de 20 a 30%, equivalente à perda de área florestal total, proposto por Andren (1994) e Fahrig (2003), abaixo do qual, ocorre a dispersão e o isolamento dos fragmentos, a redução populacional e a perda da biodiversidade, principalmente de organismos mais sensíveis a essa configuração espacial. Ainda, segundo os autores, acima dos 30% de fragmentação as populações respondem proporcionalmente à redução de área dos habitats.

No entanto, segundo Issii et al. (2020), além do tamanho das áreas de remanescentes florestais, o grau de isolamento entre fragmentos pode ser determinante para a avaliação da conservação, uma vez que uma menor cobertura vegetal pode não ser determinante, se os fragmentos estiverem distribuídos de forma homogênea, acarretando uma paisagem conectada e acessível à movimentação e dispersão das espécies.

A seguir são apresentados os resultados referentes aos fragmentos (manchas da classe Floresta), objeto desse estudo.

Da classificação da imagem resultaram 82 fragmentos florestais com áreas distribuídas conforme os intervalos que seguem: 21 fragmentos (25,6 %), entre $0 \leq e \leq 1,0$ ha; 47 fragmentos (57,32 %), $1,0 \leq e \leq 5,0$ ha; 4 fragmentos (4,88 %), maior que $5,0 \leq e \leq 10,0$ ha; 8 fragmentos (9,76 %), $10,0 \leq e \leq 50,0$ ha; 2 fragmentos (2,44 %), $\geq 50,0$ ha, com amplitude que variou de 0,66 a 859,6 ha.

Dentre estes, predominaram aqueles com área menor que 10,0 ha, que representaram 87,8 % da área total da classe, no entanto, estas manchas (< 10 ha) ocuparam somente 11,1 % da área total (TA), sendo que 6,5 % destas foram inferiores a 3 ha.

Já as manchas com tamanho entre 10 e 50 ha, em número de 8, e apenas duas manchas com tamanho superior a 50 ha, ocuparam 12,4 % e 76,5% da área total respectivamente, a Figura 10, mostra o mapa com somente a classe fragmentos florestais.

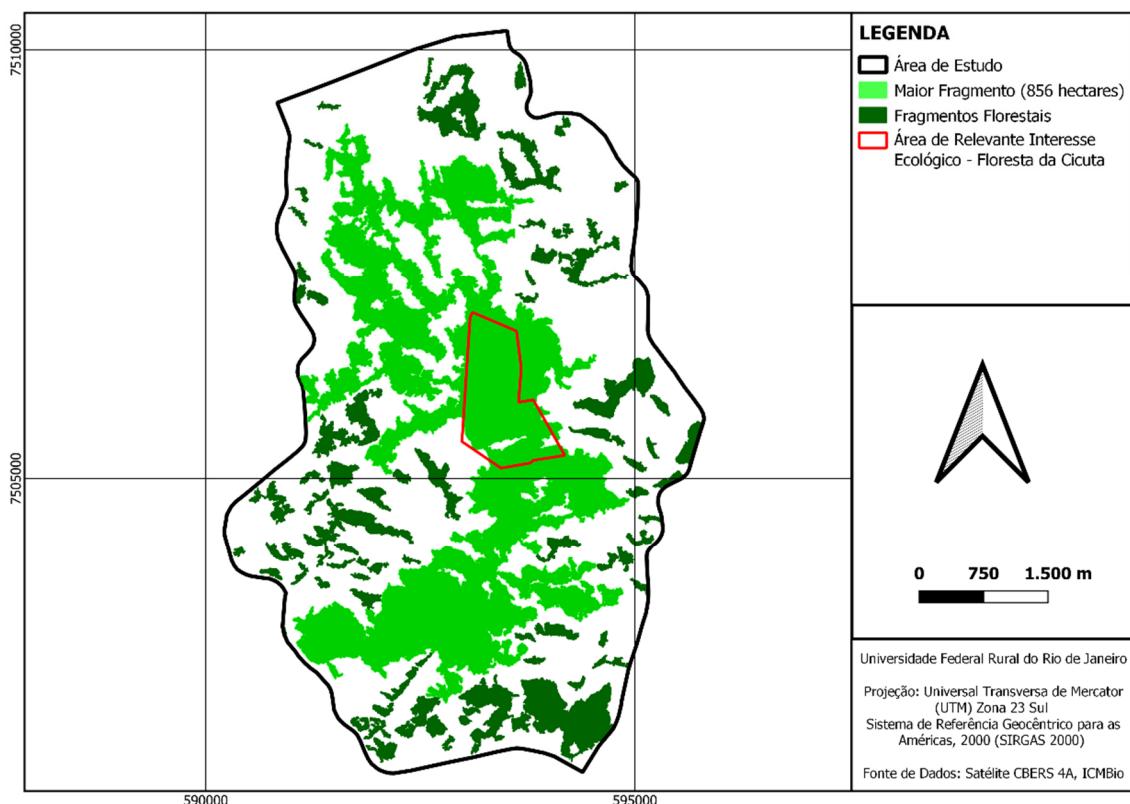


Figura 10. Mapa com os fragmentos florestais do entorno da ARIE Floresta da Cicuta, em verde claro o maior fragmento, em verde escuro, os demais fragmentos. Fonte: Elaborado pelo Autor.

Embora a classe Floresta ocupe quase 40 % de TA, o elevado número de fragmentos florestais (NumP), bem como a distribuição destes em intervalos de tamanho, mostram que 87,8 % desses fragmentos são menores ou iguais a 10 ha, o que indica o processo de fragmentação da área em pequenas manchas, como resultante da pressão pelo seu uso para diversos fins.

Estes resultados são semelhantes aos obtidos por Scussel et Al. (2020), e representam a pressão antrópica sobre a Mata Atlântica, que resulta na ocorrência de grande quantidade de pequenos fragmentos dispersos na paisagem, segundo estes autores porém, a exclusão desse grande número de pequenos fragmentos representaria pouco em termos de área, ou seja, 12,2%, no entanto, isso não exclui a importância dos pequenos fragmentos, tendo em vista suas

possíveis funções relatadas anteriormente.

Os resultados deste estudo para NumP e TA, foram superiores aos obtidos por Fernandes et al. (2017) e por Souza et al. (2014) (28,5% de cobertura por vegetação natural), ao estudarem a ecologia da paisagem em uma Bacia Hidrográfica da região sul do Estado de Sergipe e a fragmentação da paisagem da APA Coqueiral (Coqueiral-MG).

A área média dos fragmentos florestais (AREA_MN) de 14,59 ha, é semelhante à de 12,8 ha encontrada por Andrade et al. (2019), ao estudarem a fragmentação da vegetação da bacia hidrográfica do Rio Marapanim, nordeste do Pará. Segundo Laurance (1997), o intervalo de tamanho de fragmentos compreendidos entre 3 e 300 ha, pode ser considerado como mediano no que se refere à conservação da biodiversidade.

Apesar deste intervalo ser extenso, a amplitude das áreas dos fragmentos florestais variou de 0,66 a 859,60 ha, sendo que 60 dos 82 fragmentos florestais (73,15 %) foram menores que 3 ha, concordando com Santos et al. (2017), que relatam o predomínio de fragmentos pequenos na região do Médio Paraíba do Sul, RJ. Este elevado número de fragmentos com pequena área teve forte influência tanto na área média dos fragmentos (AREA_MN), quanto no Desvio padrão do tamanho dos fragmentos (PSSD) e no Coeficiente de variação do tamanho das manchas (PSCoV), demonstrando alta variabilidade entre os fragmentos, no que se refere à área.

Os resultados da métricas Desvio padrão do tamanho dos fragmentos ou manchas (PSSD); Coeficiente de variação do tamanho das manchas (PSCoV); Densidade de fragmentos (PD); Índice de fragmento maior (LPI); Total de bordas (TE); Densidade de bordas (ED); Índice de forma médio (SHAPE_MN); Média da relação perímetro área (PARA_MN); Dimensão Fractal Média do Fragmento (FRAC_MN), ou Dimensão fractal do fragmento médio (MPFD); Dimensão Fractal do Fragmento Ponderada pela Área (FRAC_AW) ou Indicador médio de forma ponderado pela área (AWMSI), não demandam a consideração de uma determinada largura de borda, ou raio de busca e encontram-se na Tabela 9.

Tabela 9. Métricas da paisagem para os fragmentos florestais do entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.

Métricas (sigla)	Valores
AREA_MN (ha)	14,59
PSSD (ha)	130,50
PSCoV (%)	894,50
PD (manchas/100 ha)	2,48
LPI (%)	26
TE (m)	307,376
ED (m/ha)	92,98
SHAPE_MN (adimensional)	2,55
PARA_MN (adimensional)	904,62
FRAC_MN (adimensional)	1,17
FRAC_AW (adimensional)	1,29

Os resultados área média, desvio padrão, coeficiente de variação e densidade de fragmentos, refletem a amplitude e variabilidade tanto numérica, quanto das áreas (tamanhos) dos fragmentos e demonstram o alto grau de fragmentação que ocorre na área de estudo, que fica evidenciada ainda, pelo total de bordas e pela densidade de bordas, que além da fragmentação, indicam a forte pressão dos fatores de stress que atuam sobre os fragmentos florestais, podendo resultar na diminuição da oferta de recursos e da diversidade, devido à

demandas por ocupação e uso da terra sem que haja o devido planejamento e avaliação das funções da vegetação remanescente.

A porcentagem da área total coberta pela classe fragmentos, somada à área do maior fragmento, onde se insere a Floresta da Cicuta (*stricto sensu*) amenizam esses efeitos, tendo em vista o aumento da probabilidade de conexão com os demais fragmentos e a oferta de recursos, bem como a redução proporcional do efeito de borda relativo a todas as manchas, já que, o maior fragmento sozinho, responde por mais da metade do valor do total de bordas.

O índice de forma médio e relação perímetro x área dos fragmentos indicaram a complexidade das formas dos mesmos o que, além de potencializarem os efeitos das bordas, influem na área central, reduzindo a área “útil” de cada um desses fragmentos que estaria disponível para executar suas funções ecológicas.

A dimensão fractal do fragmento médio, assim como esta, ponderada pela área, demonstraram menor complexidade das formas dos fragmentos, por reduzirem os efeitos da escala e do maior fragmento em termos proporcionais.

Os resultados obtidos para a área média e a variabilidade do tamanho dos fragmentos, associados à densidade de fragmentos (PD) que foi de 2,48 manchas por ha, demonstram o alto grau de fragmentação da paisagem, resultante da pressão antrópica pelo uso da área para diversos fins, principalmente a pastagem. Souza et al. (2014), encontram PD de 1,99 e AREA_MN de 7,66 ha, ao estudarem a fragmentação na Área de Proteção Ambiental Coqueiral em Coqueiral, MG, corroborando estes resultados.

No entanto, a área ocupada pelos fragmentos menores que 3 ha foi de 76,21 ha, ou 6,5 % da área da classe floresta, enquanto no outro extremo, oito fragmentos com área entre 10 e 50 ha, ocupam 12,4 % da área da classe, e apenas 2 fragmentos, com área maior que 50 ha, 76,5 % desta, totalizando 88,9 % da área da classe. Estes resultados demonstram a importância, tanto da área ocupada pelos fragmentos, quanto da distribuição destes na paisagem, em termos de suporte para os organismos quanto a sua manutenção e dispersão.

Resultados semelhantes foram obtidos por Pirovani et al. (2014), em análise espacial de fragmentos na Bacia do Rio Itapemirim, ES, e indicam a importância destes maiores fragmentos no contexto da unidade de conservação e seu entorno, e da conexão destes fragmentos entre si, e com os demais, em termos de conservação da biodiversidade, uma vez que estes fragmentos maiores reduziriam a suscetibilidade ao efeito de borda e a relação perímetro-área, além de serem fontes de recursos e propágulos, proporcionando melhores condições de sobrevivência às espécies presentes em seu interior.

Além disso, segundo Fonseca, Ribas e Moura (2016) os fragmentos de vegetação são uma resistência natural em meio às áreas de urbanização mais adensadas, e importantes para a manutenção da qualidade bioclimática, devido à redução da temperatura de 3°C a 4°C, do ruído e à melhoria da qualidade do ar em áreas urbanas.

Importante ressaltar que, em termos de área, o Índice de maior fragmento florestal (LSIM) de 26 %, significa que o maior fragmento, com mais de 850 ha, que inclui a área de proteção da ARIE Floresta da Cicuta mais ao norte, e se estende na direção sudoeste, até as proximidades da BR-116 (Presidente Dutra), é superior ao valor de 300 ha considerado de alto valor para a conservação, segundo (LAURANCE, 1997). Ainda, conforme Vidolin, Biondi & Wandembruck (2011), fragmentos maiores que 100 ha são capazes de manter sua estrutura interna e a estabilidade da estrutura florestal da paisagem em que estão inseridos e, portanto, têm vital importância para a manutenção dos processos ecológicos e da viabilidade da unidade de conservação e seu entorno, considerando-se processos chave como polinização e dispersão de propágulos e a manutenção da biota.

No entanto, deve-se ressaltar que este maior fragmento (856 ha), não é um bloco totalmente coberto por vegetação arbórea, mas sim, resultado da ocorrência expontânea de conexão entre fragmentos, dentre os quais encontra-se a área núcleo da ARIE Floresta da

Cicuta, que possui 123 ha conforme descrito no plano de manejo da Unidade de Conservação.

Ações que possam promover ou manter a recomposição dessas áreas desprovidas de vegetação arbórea, são de extrema importância para a conservação da biodiversidade na UC, minimizando os conflitos da gestão da UC, como incêndios florestais e a ocorrência de erosão e assoreamento dos cursos d'água, conforme recomendado por Holena, Petro & Yevhen (2020), ao estudarem uma área protegida inserida em ambiente urbano, em Kiev, Ucrânia.

Segundo Pirovani et al. (2014), diversos estudos apontam que a ocorrência de grande quantidade de pequenos fragmentos florestais é comum em paisagens de Floresta Atlântica, devido ao processo de ocupação do território, desde o período da colonização brasileira.

Estudos realizados por Fernandes e Fernandes (2017), Santos et Al. (2017), e Souza et Al (2014), apontam para a concentração de maiores áreas em poucos fragmentos grandes, em área de Mata Atlântica, o que é corroborado por Pereira et Al. (2001), que afirmam que um alto PSSD indica a existência de grandes manchas de floresta preservada, ainda que o tamanho médio dos fragmentos (AREA_MN), seja relativamente baixo, o que se confirma pela ocorrência do Índice de Maior Fragmento (fragmento com 850 ha).

Porém, segundo Scussel et al. (2020) e Souza et al. (2014), os pequenos fragmentos possuem extrema importância, tendo em vista a capacidade destes em desempenhar papéis ecológicos fundamentais, atuando como “stepping stones” ou trampolins ecológicos, potencializando a permeabilidade da paisagem e promovendo a conexão entre áreas fonte e os fragmentos e favorecerendo a dispersão de propágulo, demandando medidas como o controle da pastagem e de incêndios, bem como o “enriquecimento” com o aumento da diversidade de espécies, para a preservação destes fragmentos.

Segundo Pirovani et al. (2014) e Mendonça et al. (2019), a borda, além de evidenciar os efeitos dos impactos antrópicos inerentes à matriz, está relacionada à forma dos fragmentos e indica o grau de fragmentação de determinada área, sendo nesta a área onde se iniciam a maior parte dos processos biológicos relacionados à fragmentação.

O total de bordas para a classe floresta foi de 307.376,0 metros, e é superior ao de 132.506,6 m, encontrado por (AMORIM, SOUZA & PIROLI, 2021), para uma área total de 4584 ha, potencializando efeitos como o aumento da incidência luminosa, da temperatura e de invasão por espécies exóticas. No entanto, pouco mais da metade desse TE, ou seja, 158.864 m, devem-se exclusivamente ao maior fragmento da classe floresta, que possui 859 ha, sendo este resultado próximo ao encontrado por Mendonça et al. (2019) de 150.601 m de borda para sete fragmentos com área superior a 100 ha.

A densidade de borda (ED), relaciona o comprimento total de borda de cada uma das classes à área total da paisagem, apresenta o mesmo sentido do total de bordas, porém em forma de porcentagem, sendo assim um indicador da fragmentação e influenciando nas métricas de forma, sendo a densidade de bordas inversamente proporcional a área (DIAS et al., 2019). A densidade de bordas (ED) foi de 92,98 m/ha, muito superior à encontrada por Andrade et al. (2019), de 25,2 m/ha e Amorim, Souza & Piroli (2021), de 28,91, no entanto, inferiores aos resultados de Fernandes & Fernandes (2017), na região do Médio Paraíba do Sul, indicando o alto grau de fragmentação da classe floresta.

Resultado semelhante foi obtido por Dias et al. (2019), que identificaram os maiores valores de TE e ED para áreas de floresta e pastagem, indicando que ações como o isolamento e o aumento da conexão entre estes fragmentos são de extrema importância para a manutenção dos objetivos da unidade de conservação.

Segundo Pirovani et al. (2014), a diferença que ocorre entre TE e ED se deve ao tamanho da área ocupada pela classe, no caso a classe floresta, sendo a densidade de bordas inversamente proporcional a essa área (DIAS et al., 2019).

O Índice de Forma Médio (SHAPE_MN) relaciona-se à complexidade da forma das manchas, a qual tem influência direta na intensidade do efeito de borda a que o fragmento está

sujeito, levando em consideração a comparação entre a área dos fragmentos e a área de um polígono regular como o círculo, ou o quadrado. O Índice de Forma Médio (SHAPE_MN), de 2,55, indica a complexidade da forma dos fragmentos florestais da área de estudo, resultado semelhante ao encontrado por Souza et al (2014), de 2,27 e superior aos encontrados por Fonseca, Ribas e Moura (2016), de 2,00, e por Andrade et al. (2019), de 1,56, indicando alta irregularidade nas formas destes, uma vez que quanto mais este índice se afasta de 1,0, que representaria um fragmento na forma de um polígono regular, mais complexa é a forma do fragmento e maiores são os efeitos dos fatores inerentes à borda sobre a biota, como maiores temperatura e pressão de vapor, e menor umidade.

Os resultados mostram que os fragmentos com maior área apresentaram formas mais irregulares e acabaram por influir na média, no entanto, mesmo apresentando maior complexidade na forma, as manchas com maior área sofrem menor efeito da borda, tendo em vista que apresentam maior proporção de área interior (área central), em relação à borda, que aquelas manchas que possuem menor área, como relatado por (SANTOS et al., 2017). Deve-se ressaltar também, que as manchas menores que 3 ha, são 73,17% do total, em termos numéricos, no entanto, apenas 6,4 % da área da classe floresta.

Também relacionada à forma, ao efeito de borda e à área central, a relação perímetro x área (PARA), tende a ser maior nos fragmentos com menor área e menor naqueles que possuem maiores áreas (SANTOS et Al., 2017). Os resultados deste estudo mostram uma Relação Perímetro Área Média (PARA_MN) de 904,62 m/ha, demonstrando a irregularidade das formas e a fragmentação, bem como, o peso do maior fragmento, com perímetro de 158.864 m, no seu cálculo. Este resultado foi superior aos resultados encontrados por Santos et al. (2017), que variou entre 75 e 450 m/ha conforme a classe de tamanho das manchas e por Amorim, Souza e Piroli (2021), de 517,71 m/ha.

A análise fractal possui a vantagem de se aplicar a características espaciais em escalas variadas, visando medir a relação entre áreas interiores e áreas de borda das manchas, superando as limitações da relação euclidiana perímetro-área em relação à complexidade das manchas, no entanto, em paisagens muito fragmentadas, bem como, para fragmentos individuais, sua utilização pode ser influenciada pelo tamanho dos fragmentos. Além disso, a amplitude de variação desta medida, entre 1, para fragmentos mais regulares, e 2 para aqueles com formas mais complexas, torna essa medida menos sensível a variações que o SHAPE_MN/MSI (MCGARRIGAL & MARKS, 1994).

Por isso a utilização da Dimensão Fractal do Fragmento Médio (MPFD/FRAC_MN), é recomendada para o presente estudo. A FRAC MN foi de 1,17, semelhante aos resultados encontrados por Fernandes & Fernandes (2017) e Paes de Barros (2018), 1,15 e 1,17, respectivamente, e menor que os resultados obtidos por Pirovani et al. (2014) e Santos e Rocha (2020), 1,40 e 1,38, respectivamente.

O resultado de 1,17 indica que a complexidade das formas foi atenuada com a utilização de MPFD, se comparada a métricas anteriores, como o SHAPE_MN, evidenciando a vantagem da utilização da MPFD em relação à estas para a análise da forma, no presente estudo, além da influência da forma do maior fragmento no resultado, uma vez que para este, isoladamente, a MPFD foi de 1,33, concordando com os resultados obtidos por Paes de Barros (2018), ao estudar os efeitos da urbanização na estrutura da paisagem, em Cuiabá, MT.

O mesmo ocorreu com a Dimensão Fractal do Fragmento Ponderada pela Área (FRAC_AW), que para a classe Floresta foi de 1,29, um pouco maior que FRAC_MN, demonstrando como esta, uma menor complexidade da forma das manchas de floresta se comparada ao SHAPE_MN, assim como, a influência do “peso” do maior fragmento no cálculo, sendo semelhante a resultados encontrado por autores citados no parágrafo anterior.

Os resultados para as métricas Área central total (TCA); Percentual de área central na paisagem (C%LAND); Área Central Média (CORE_MN); Número de áreas centrais disjuntas

ou desconexas (NDCA) e Índice de área central médio (CORE_MN), Índice de proximidade médio (PROXIM_MN); Distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN); Índice de intercalação e justaposição (IJI) e Índice de contágio (CONTAG), necessitam que se informe ao programa uma largura de borda ou um raio de busca como referência, e são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10. Métricas da paisagem para os fragmentos florestais do entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil, dependentes de raio de busca e extensão da borda.

Tamanho da borda	Métricas					
	TCA	NDCA	CORE_MN	Raio De busca	PROXIM_MN	ENN_MN
15	971,01	230,00	11,84	100	1846,18	67,63
30	711,21	156,00	8,67	400	1934,86	67,63
60	460,34	64,00	5,61	700	1941,32	67,63
120	238,89	19,00	2,91	1000	1934,28	67,63

TCA- Área central total, NDCA- Número de áreas Centrais disjuntas, CORE_MN- Área central média, PROXIM_MN- Índice de proximidade médio e ENN_MN- Distância do vizinho mais próximo.

A Área central total, a Porcentagem de área central dos fragmentos em relação à área total, a Área Central Média e o Número de áreas centrais disjuntas, refletem a largura da borda escolhida de forma inversamente proporcional à área, e a influência do tamanho dos fragmentos sobre esses índices, o que fica demonstrado pelo desvio apresentado pela CORE_MN em relação à TCA.

A área central total dos fragmentos é um terço da área total, indicando boa qualidade de habitat em um contexto geral sob forte influência do maior fragmento. No entanto, a Área central média demonstra a influência dos pequenos fragmentos na redução desta qualidade, sendo os maiores fragmentos de grande importância como fonte de recursos e abrigo e os menores como “stepping stones”.

A Área Central Total (TCA) é a soma da área central de todas as manchas de determinada classe e expressa a composição e configuração das manchas na paisagem e delimita a área que teoricamente não estaria sujeita ao efeito de borda. Está diretamente relacionada à funcionalidade de determinada mancha, sendo considerada como excelente estimador da qualidade do habitat, do que a área da mancha em si (LAURENCE, 1991). Ao contrário da área da mancha em si, a área central é influenciada pela forma da mancha (PEREIRA et al., 2001). Segundo este autor, este índice pode ser utilizado para representar o grau de degradação das áreas de floresta, já que expressa a relação entre a área disponível e a área realmente útil.

Em relação ao total da área central (TCA) e à porcentagem de área central na paisagem (C%LAND), observou-se que conforme aumenta o efeito de borda reduz-se o total de área central, sendo igual a zero nos fragmentos muito pequeno e pequeno para as maiores distâncias de borda. Os fragmentos de tamanho médio e grande, em função de sua maior área, mesmo nas maiores distâncias de borda, mantiveram sua área central, como relatado por (FERNANDES & FERNANDES, 2017).

Considerando-se uma largura de borda de 15 metros a TCA foi de 971,01 ha, ou 29,35 % do total da área de estudo (C% LAND), com forte influência do maior fragmento, que sozinho apresentou TCA de 742,09 ha, concordando com resultados obtidos por Fernandes e Fernandes (2017), que afirmam que a TCA diminui em função da redução do tamanho dos fragmentos, tendendo a zero, e que os maiores fragmentos tendem a manter parte de sua área

central viável, mesmo com o aumento da largura da borda. Os resultados para TCA deste estudo forma inferiores aos obtidos por Scussel et al. (2020), que encontraram TCA de 50 %, considerando largura de borda de 35 metros.

Ocorreu a diminuição da TCA para 711,21, 460,34 e 238,89 ha, com o aumento da largura da borda para 30, 60 e 120 metros respectivamente, estes resultados foram inferiores aos encontrados por Andrade et al. (2019), de 49,73 % de ocupação da TCA em relação à TA, para uma largura de borda de 100 metros.

Os resultados para a Área Central Média (CORE_MN) foram de 11,84; 8,67; 5,610 e 2,91 hectares, conforme as larguras selecionadas de 15, 30, 60 e 120 metros para as bordas, refletindo não só o comportamento de redução da TCA em relação ao aumento da largura da borda, quanto a influência dos pequenos fragmentos (menores que 3 ha), no cálculo da CORE_MN. Estes resultados são semelhantes aos encontrados por Pirovani et al (2014), que variaram de 0 a 17,36 ha conforme a classe de tamanho dos fragmentos, ao estudarem fragmentos florestais na bacia do Rio Itapemirim, ES.

Esses autores relatam que a tendência de redução da CORE_MN conforme o aumento da largura da borda ocorreu para fragmentos pequenos e médios, enquanto para os fragmentos maiores, ocorreu o inverso, e que isso seria consequência da redução da área central nos pequenos fragmentos até o ponto em que toda a área destes seja considerada como habitats com características de borda, e que, mesmo com a ocorrência de grande porcentagem da área total da classe ocupada pelo maior fragmento, como ocorre neste estudo, o grande número de fragmentos que ocorre na classe reduziu esse índice.

Fernandes et al. (2017), ao analisarem a paisagem de bacia hidrográfica em tabuleiros costeiros do Brasil, relatam que a vegetação nativa é a classe que tem uma das menores áreas médias dos fragmentos e, consequentemente, menores áreas centrais, corroborando as afirmações anteriores.

O Número de áreas centrais disjuntas (NDCA) relaciona-se à configuração e distribuição das áreas centrais, correspondendo à quantidade de área preservada no interior das manchas e indicando o grau de fragmentação, sendo adimensional e maior ou igual a zero e, quanto maior este índice, maior será a fragmentação.

Segundo Pirovani et al. (2014) ocorre o decréscimo do número de áreas centrais disjuntas com o aumento da distância de borda. Os resultados de NDCA deste estudo foram de 230, 156, 64 e 19, conforme as extensões de borda de 15, 30, 60 e 120 metros respectivamente, inferiores aos resultados obtidos por Fernandes et al. (2017), que variaram de 14 a 791 para distâncias de borda de 30, 60 e 90 metros, em função do tamanho dos fragmentos, indicando o decréscimo das áreas centrais disjuntas conforme o aumento da largura da borda, concordando com os resultados obtidos por Juvanhol et al. (2011), ao avaliarem a fragmentação florestal dos parques estaduais do Forno Grande e da Pedra Azul, no Espírito Santo, que afirmam ainda, que este decréscimo é maior quando se trata de fragmentos com menores áreas, sendo esta afirmação corroborada por estudos realizados por Amorim, Sousa e Piroli (2021), ao estudarem os padrões espaciais da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Boa Vista.

Portanto, o maior número de áreas centrais disjuntas relaciona-se à quantidade de fragmentos existentes na classe e à complexidade da forma destes fragmentos, já que a irregularidade da forma dificultaria a conectividade das áreas centrais existentes em um mesmo fragmento e que os fragmentos grandes possuem maior conectividade entre suas áreas centrais e, portanto, são menos susceptíveis aos efeitos de borda, ainda que possuindo formas mais complexas que os fragmentos menores, como relatado por (GONÇALVES, CRUZ & SERRA, 2019).

O índice distância média do vizinho mais próximo aponta para um grau de isolamento considerado baixo, o que implica em maior possibilidade de trânsito e dispersão pelas espécies

e, se somado ao índice de proximidade média, que também foi muito superior a zero, e à porcentagem de área coberta pelos fragmentos em relação à área total, indicam boa capacidade de manutenção da fauna e da flora e a possibilidade de integração entre fragmentos em direção à união ou fusão destes.

A Distância Média do Vizinho mais Próximo ENN-MN/ avalia o grau de isolamento entre os fragmentos e as implicações deste isolamento, como a dispersão de propágulos e movimentação da fauna, por exemplo. Segundo Awade e Metzger (2008), ENN_MN menores que 40 metros podem ser limitantes para algumas espécies de aves.

A ENN_MN foi de 67,63, portanto, menor que o raio de busca mínimo estipulado nesse estudo, de 100 metros, e próxima do limite superior de 60 metros, conforme Callegari et al. (2010), para que se considere um baixo grau de isolamento entre os fragmentos. Este resultado foi superior aos encontrados por Souza et al. (2014) e Fernandes e Fernandes (2017), de 38,90 m e 29,60 m respectivamente, e inferior ao de 73,50 m, obtido por Paes de Barros (2018), significando que mesmo com o elevado número de fragmentos pequenos o isolamento entre os fragmentos citado pode facilitar ações para a conservação da biodiversidade, possivelmente sem a criação de corredores que possibilitem a movimentação da fauna e de propágulos, considerando-se a permeabilidade da matriz pastagem.

Há que se ressaltar, no entanto, que a distância não é o único fator determinante no sucesso da dispersão dos organismos, tendo influência também no sucesso desta, a permeabilidade da matriz. Segundo Fonseca, Ribas e Moura (2016), estão relacionados à qualidade de fragmentos, principalmente aqueles existentes em área urbanizada, em termos de coexistência harmônica, maiores área central, índice de forma que reflete morfologia mais estável e menor distância ao vizinho mais próximo.

O PROXIM_MN mede a proximidade entre fragmentos de uma mesma classe, com base em um raio de busca pré-determinado, relaciona-se, portanto, ao contexto de vizinhança entre manchas da mesma classe e à distribuição destas que pode ser esparsa ou aglutinada, bem como, ao isolamento e fragmentação, que serão indicados pelo resultado deste índice. Tem valor maior ou igual a zero e, quando igual a zero significa que não há manchas vizinhas e de mesma classe dentro do raio de busca definido, aumentando à medida que o número de manchas de mesma classe, presentes na vizinhança e dentro do raio de busca cresça e que estas se tornem mais próximas da mancha de interesse e umas das outras, sendo o limite superior do PROXIM afetado pelo tamanho do raio de busca. Essa métrica é fortemente influenciada pela redução de área das classes (MACGARRIGAL & MARKS, 1994; FERNANDES et al., 2017).

O PROXIM_MN variou entre 1846,18; 1934,86; 1941,32 e 1934,28; conforme os raios de busca de 100, 400, 700 e 1000 metros respectivamente, demonstrando que o raio de busca de 100 metros foi suficiente para a verificação da proximidade entre os fragmentos e da distribuição homogênea destes na paisagem, concordando com os resultados encontrados por Fernandes e Fernandes (2017), que relatam que PROXIM_MN de 128,80 foi considerado satisfatório (maior que 0). Os resultados foram superiores aos encontrados por Fernandes et al. (2017), de 775,5 e Andrade et al. (2019), de zero. Segundo Benavente (2010), esta métrica é sensível ao aumento do tamanho da mancha, sendo esta configuração encontrada resultante da área da classe floresta (CA) em relação à área total, a qual pode facilitar a movimentação de propágulos e da fauna (metapopulações), e para o aumento da conexão entre os fragmentos, contribuindo para a conservação da biodiversidade e para a manutenção da zona de proteção da ARIE Floresta da Cicuta.

O Índice de Intercalação e Justaposição (IJI) foi de 39,2 para a classe Floresta, e de 58,49 para a classe pastagem, e o Índice de Contágio (CONTAG) relativo à paisagem foi de 54,42.

O índice de intercalação e justaposição de 39,2 % indica que a distribuição dos

fragmentos na paisagem é heterogênea e dificulta o contato entre os mesmos, esta concentração, no entanto, é o reflexo do tamanho dos maiores fragmentos que ocupam grande parte da área da classe fragmentos.

O IJI para a paisagem foi de 53,05 % e pode ser considerado bom, principalmente se levarmos em consideração que a classe pastagem tem peso significante proporcionalmente, em termos de área, e poderia amenizar o efeito do IJI da classe fragmento, atuando como uma possibilidade de ligação entre fragmentos, e ainda, os índices de proximidade e distância do vizinho mais próximo que indicaram baixo grau de isolamento.

O índice de Contágio (CONTAG) foi de 54,42 % e é um valor intermediário, indicando distribuição relativamente equilibrada, principalmente em relação à disposição dos fragmentos na paisagem.

O índice de intercalação e justaposição (IJI), indica a distribuição e o nível de intercalação com que os fragmentos se encontram na paisagem, variando de 0 a 100, com valores próximos a 0 indicando que o fragmento tem menos contato com outro de sua classe, e valores próximos a 100 indicam que há mais fragmentos da mesma classe nas adjacências (VIDOLIN, BIONDI & WANDEMURCK, 2011).

O Índice de Intercalação e Justaposição (IJI) encontrado nesse estudo para a classe fragmentos foi de 39,21 %, semelhantes aos obtidos por Vidolin, Biondi e Wandembruck (2011), de 43,10 % em Maringá, PR, que o consideraram como baixos para a classe floresta, refletindo a concentração dos fragmentos desta classe e indicando que a distribuição destes fragmentos na paisagem é pouco homogênea. Segundo Pereira et al. (2011), essa concentração dificultaria a sobrevivência de organismos que requeiram dois ou mais tipos de habitats e que, portanto, dependem estreitamente da proximidade entre fragmentos.

Essa concentração estaria relacionada aos maiores fragmentos, ou seja, aqueles com mais de 10 ha, que encontram-se mais próximos entre si, além de concentrarem a maior parte da área disponível, enquanto os fragmentos com menos de 3 ha, que são maioria em termos numéricos, estão mais dispersos na paisagem e ocupam pequena extensão em área, resultado semelhante foi encontrado por Santos & Machado (2015) ao analisarem a fragmentação da paisagem no Parque Nacional da Serra da Canastra em MG, Brasil.

Já o resultado do IJI para a paisagem, ou total, que considera nível de intercalação dos fragmentos e leva em consideração as classes dos fragmentos vizinhos foi de 53,05 %, inferior aos resultados encontrados por Andrade et al. (2019) de 65,30 %, que foi considerado como um bom nível de intercalação entre fragmentos de diferentes classes, em estudo realizado na vegetação da bacia hidrográfica do Rio Marapanim, nordeste do Pará.

O valor para o CONTAG deste estudo foi de 54,42 %, semelhante ao encontrado por Rezende et al. (2010), de 54,00 %, esse resultado aliado à porcentagem de ocupação da paisagem pela classe floresta (LSIM), que foi de 36,28 %, indica que o CONTAG se apresenta como um bom indicador do nível de fragmentação da paisagem, e que o elevado nível de fragmentação pode comprometer o fluxo biológico, segundo esses autores. No entanto, deve-se ressaltar que no presente estudo 88,9 % da área são ocupados por poucos fragmentos maiores que 10 ha e que apenas o maior fragmento (859,5 ha), onde situa-se a área núcleo da ARIE Floresta da Cicuta, ocupa 71,84 % da área da classe fragmentos, demonstrando a importância da conexão destes com os fragmentos menores.

O CONTAG foi superior ao valor encontrado por Andrade et al. (2019) que foi de 32,34 %. Segundo estes autores, valores baixos de CONTAG indicam a existência de muitas manchas pequenas e distribuídas de forma esparsa na paisagem, o que pode influir negativamente sobre os organismos e processos ecológicos como a migração.

Pereira et al. (2001), encontraram valores que variaram entre 66 % e 91% ao avaliarem a evolução da ocupação da Amazônia, demonstrando que a forma e a intensidade da ocupação de determinada área, têm influência não só sobre a paisagem como um todo, mas principalmente, sobre a fragmentação florestal e a redução da biodiversidade, evidenciando a importância da manutenção, conservação e conexão entre os fragmentos remanescentes que ocorrem na área de estudo, sobretudo por tratar-se do entorno de uma unidade de conservação.

Segundo Pereira et al. (2001), valores elevados de contágio próximos a 100% resultam geralmente de paisagens com poucas manchas grandes e contínuas, ao passo que valores baixos próximos a 0%, em geral caracterizam paisagens com muitas manchas pequenas e dispersas.

Dessa forma, 54,42 % poderia ser considerado um valor intermediário para o CONTAG e refletiria a grande quantidade de pequenos fragmentos dispersos pela área de estudo, além da falta de conexão entre estas manchas, indo de encontro aos resultados obtidos por Souza et al. (2014) e Fernandes e Fernandes (2017), que afirmam que índices de conectividade elevados podem ser indicativo de que, apesar da alta ocorrência de fragmentação, a conexão entre as manchas pode resultar em alto IJI, ou seja, coesão entre os fragmentos.

4.6 CONCLUSÕES

As métricas da paisagem processadas através de mapas de classificação de áreas em função do tipo de uso, associada ao uso de SIG, foram eficientes para a caracterização e análise da área de estudo, no tocante a composição e configuração da paisagem, e atenderam ao propósito deste estudo que foi compreender sua estrutura, com ênfase nos fragmentos florestais, no contexto do entorno da unidade de conservação Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Floresta da Cicuta, incluindo a zona urbana.

A variabilidade da área dos fragmentos florestais expressa pela amplitude PSSD e PSCoV, teve forte influência sobre os resultados das métricas da paisagem, principalmente naquelas relacionadas ao número e à forma dos fragmentos pequenos, expressando alto grau de fragmentação e baixa qualidade destes, com base na área central e efeito de borda, que impactam negativamente na funcionalidade destes fragmentos.

No entanto, as métricas relacionadas à área e à conectividade indicaram que os fragmentos florestais, no que se refere ao tamanho da área, possuem distribuição homogênea em relação à paisagem como um todo e encontram-se relativamente próximos e conectados, possibilitando a movimentação da fauna e dispersão de propágulos, o que contribuirá para o aumento dessa conectividade e da complexidade, e como consequência, da biodiversidade.

Ênfase deve ser dada aos fragmentos maiores que 10 ha que somam mais de 88 % de toda a área e ao maior fragmento que engloba 76 % da paisagem, incluindo a área de proteção da ARIE Floresta da Cicuta.

Estes maiores fragmentos possuem áreas centrais com extensões proporcionais às suas áreas e, além de contribuírem significativamente para o funcionamento da paisagem como um todo, permitindo o intercâmbio genético seja da flora ou da fauna, são de extrema importância para a unidade de conservação, merecendo portanto, atenção, no sentido de medidas que propiciem a conexão destes tanto entre si, quanto com os fragmentos de menor tamanho, visando a integração e a conservação da área do entorno da ARIE Floresta da Cicuta num contexto mais amplo que exclusivamente a Zona de Proteção.

Portanto, podemos supor, com base nesses resultados, que a classe fragmentos da paisagem (área de estudo) possui área total de 1.197 ha, sendo primordial a contribuição do maior fragmento, por amortecer os efeitos de borda, aumentar a área útil disponível, o que é positivo para ações de conservação e recolonização de áreas por permitir a dispersão das espécies e o fluxo gênico.

Os resultados mostram que o processo de fragmentação, resulta do histórico de uso da área desde os ciclos produtivos coloniais até a especulação imobiliária, queimadas e bovinocultura extensiva, que ocorrem no presente, em um processo contínuo de pressão, que mesmo após sua designação como Unidade de Conservação, não cessaram totalmente, tendo em vista os diversos interesses envolvidos e a dificuldade de controle pelo poder público, impedindo sobremaneira o processo de sucessão natural, e dificultando as ações de recomposição florestal e o cumprimento dos objetivos propostos para esta.

5. CAPÍTULO III

**COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA, DIVERSIDADE E ESTRUTURA DE
FRAGMENTOS DE DIFERENTES TAMANHOS NO ENTORNO DA
ÁREA DE RELEVANTE INTERESSE ECOLÓGICO FLORESTA DA
CICUTA, EM VOLTA REDONDA E BARRA MANSA-RJ**

5.1 RESUMO

O objetivo do estudo foi analisar o efeito da fragmentação sobre diferentes tamanhos de remanescentes florestais, considerando a composição florística a diversidade e a estrutura, aliada a métricas de traços ecológicos e variáveis abióticas, e seus efeitos sobre a estrutura e funcionalidade de comunidades no entorno da ARIE Floresta da Cicuta. Foram utilizados parâmetros fitossociológicos como diversidade, equitabilidade, dominância e valor de cobertura; do solo, pH, fertilidade e textura; serrapilheira e os traços ecológicos, relação entre grupos ecológicos, síndromes de dispersão e entre altura e diâmetro, para avaliação da similaridade e influência destes parâmetros sobre a composição florística das classes de fragmentos pequenos, médios e grandes, com a utilização da classificação por agrupamentos pareados (cluster) e ordenação (ACP). Os resultados demonstraram que cinco espécies de maior riqueza são comuns tanto entre as unidades amostrais deste estudo, com em outros fragmentos situados na região da área de estudo utilizados como referência, sugerindo um padrão no processo sucessional regional, conforme demonstram os índices de diversidade, equitabilidade, de dominância relativa e valores de cobertura e importância, bem como a capacidade de dispersão destas espécies, e de dominância ecológica e agrupamento de espécies, ressaltando a importância desses fragmentos para a manutenção da biodiversidade e dos processos ecológicos e que, embora ocorra heterogeneidade de composição entre as classes de fragmentos, os fatores ambientais explicaram parcialmente as diferenças observadas, sugerindo a influência de fatores antrópicos e interações entre espécies na determinação da composição e estrutura da vegetação desses fragmentos. Assim, todos os fragmentos, independentemente do tamanho, são igualmente importantes para a conservação da área de estudo, destacando a necessidade de medidas eficazes para restaurar processos ecológicos e promover a conexão entre os fragmentos. Estudos futuros que explorem as interações entre fatores ambientais e dinâmica da vegetação podem aprimorar as estratégias de conservação e ser aplicados em outros remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica.

Palavras chave: Fragmentação. Fitossociologia. Fatores ambientais. Composição florística.

5.2 ABSTRACT

The aim of this study was to analyze the effect of fragmentation on different sizes of forest remnants, considering floristic composition, diversity, and structure, along with ecological trait metrics and abiotic variables, and their effects on the structure and functionality of communities around the Cicuta Forest ARIE. Phytosociological parameters such as diversity, equitability, dominance, and coverage value were used; for the soil, pH, fertility, and texture; litter and ecological traits, the relationship between ecological groups, dispersal syndromes, and between height and diameter, to evaluate the similarity and influence of these parameters on the floristic composition of small, medium, and large fragment classes, using paired clustering (cluster) and ordination (PCA) classification. The results showed that five species with the highest richness are common both among the sample units of this study and in other fragments located in the study area used as references, suggesting a pattern in the regional successional process, as demonstrated by the diversity, equitability, relative dominance indices, and coverage and importance values, as well as the dispersal capacity of these species, and ecological dominance and species clustering, highlighting the importance of these fragments for the maintenance of biodiversity and ecological processes. Although there is compositional heterogeneity among fragment classes, environmental factors partially explained the observed differences, suggesting the influence of anthropogenic factors and species interactions in determining the composition and structure of vegetation in these fragments. Thus, all fragments, regardless of size, are equally important for the conservation of the study area, highlighting the need for effective measures to restore ecological processes and promote connectivity between fragments. Future studies exploring the interactions between environmental factors and vegetation dynamics may enhance conservation strategies and be applied to other remnants of Semi-deciduous Seasonal Forest of the Atlantic Forest.

Keywords: Fragmentation. Phytosociology. Environmental factors. Floristic composition.

5.3 INTRODUÇÃO

O Brasil está inserido na zona tropical é um dos países com a maior biodiversidade do planeta. Seu território engloba diferentes biomas, dentre eles: a Mata Atlântica, Amazônia, Pantanal, Cerrado e Caatinga, os quais abrangem 17% da área terrestre do planeta e cerca de 20% de todas as espécies vivas conhecidas, além de possuir 12% da água doce superficial do planeta (SISBR, 2022).

A perda e fragmentação de habitats representam as maiores ameaças ao bioma Mata Atlântica, resultando na degradação dos ecossistemas naturais em direção a paisagens antropizadas, no aumento da vulnerabilidade ambiental e comprometendo a manutenção da biodiversidade (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2019). Os ciclos históricos de extrativismo, agricultura, pecuária e a expansão urbana e de zonas industriais, resultaram em processo severo de perda de cobertura florestal, que além de comprometer os habitats, resulta em extinções em diferentes escalas (SILVA & CASTELETI, 2005).

Um dos ecossistemas componentes da Mata Atlântica, a Floresta Estacional Semidecidual ocorre na feição geomorfológica “Mar de Morros” característica de ambientes de montanha nos Estados Rio de Janeiro, São Paulo e Minas Gerais (AB`SABER, 2003). Neste contexto, situa-se a Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Floresta da Cicuta, única Unidade de Conservação (UC) do grupo “Uso Sustentável” do Estado do Rio de Janeiro, da fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual Submontana, sob tutela federal, visando a manutenção dos processos ecológicos e a conservação da biodiversidade, além da realização de pesquisas e educação ambiental (ICMBio, 2018).

De modo geral, a Fitossociologia consiste no estudo da vegetação ou conjunto deles existentes em determinado local, objetivando a caracterização desta a partir do reconhecimento, da classificação, distribuição e dinâmica de comunidades vegetais a partir de estudos técnicos qualitativos e quantitativos, abrangendo a composição, distribuição e desenvolvimento das comunidades vegetais e suas relações com o meio abiótico (MUELLER-DOMBOIS E ELLENBERG 1974; IBGE, 2012).

Levantamentos fitossociológicos são fundamentais para o conhecimento ecológico de remanescentes, pois fornecem informações sobre a formação de grupos ecológicos, síndromes de dispersão, formas de vida e a classificação taxonômica, permitindo a compreensão da composição e estrutura das comunidades e o funcionamento do ecossistema. Em fragmentos florestais urbanos permitem a avaliação das espécies em relação à riqueza e composição, diversidade e estrutura das comunidades, auxiliando o planejamento do manejo e conservação de áreas de relevância ambiental e dando suporte à tomada de decisão com relação à manutenção da biodiversidade ou ao aumento da qualidade dos serviços ambientais (SILVA, 2017; SOUZA et al., 2020; RODRIGUES et al., 2021).

Conforme o Artigo 2 da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), a biodiversidade ou “diversidade biológica” pode ser compreendida como “*a variabilidade de organismos vivos de todas as origens, considerando genes, espécies, ecossistemas e até mesmo valores culturais, compreendendo os ecossistemas e a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas*” (MMA, 2000). Em seu conceito estão consideradas diferentes escalas: diversidades alfa, beta e gama, estando relacionadas ao espaço ou tempo. A primeira relativa aos habitats, já a segunda considera dois ou mais habitats, enquanto a última aborda a biodiversidade que ocorre entre regiões.

As medidas tradicionalmente utilizadas para avaliação da diversidade baseiam-se na relação entre o número de indivíduos e a unidade de área (CIANCARUSO et al., 2009). Ainda que o critério de relatividade esteja inserido neste cálculo, sua capacidade preditiva pode ficar comprometida devido a fatores como a condensação de grande número de dados, e por estes índices não consideram as diferenças tanto entre, quanto dentro das espécies.

Por isso, o acréscimo de traços, que são as características intrínsecas da vegetação, que permitem avaliar suas respostas ao ambiente, como a relação entre grupos ecológicos e síndromes de dispersão, podem ser de grande importância nos estudos sobre diversidade. Podem ainda ser incorporados a essas análises, atributos abióticos como os do solo e serrapilheira, para avaliação das respostas do componente biótico às variações ambientais, ou filtros (CORNELISSEN, 2003; FERREIRA et al., 2020).

O conhecimento das variáveis biológicas proporcionado por levantamentos fitossociológicos e dos traços ecológicos das espécies arbóreas, como o diâmetro e altura, que podem ser medidos em campo e, grupos ecológicos e síndromes de dispersão, acessados por pesquisa bibliográfica, que, aliados ao dos fatores ambientais como atributos químicos do solo e serrapilheira, permitem a análise da composição e estrutura da sinúria arbórea e suas interações com as variações ambientais, permitindo o conhecimento ecológico de remanescentes, dos fatores bióticos e abióticos que atuam como filtros na composição e estrutura das comunidades vegetais e de transferência de nutrientes para o solo, auxiliando nas ações mitigadoras dos efeitos adversos da urbanização e na conservação (2015; COSTA et al., 2020; FERREIRA et al., 2020; PIMENTEL, PAULA & VIANA, 2024).

As interações entre comunidade vegetal e o ambiente podem ser analisadas pelo processamento das variáveis fitossociológicas como densidade, frequência, dominância e valor de importância, em conjunto com parâmetros químicos do solo, traços ecológicos, serrapilheira, e teor de argila entre outros, através de técnicas como a análise multivariada, permitindo a identificação das espécies e de sua riqueza e área basal, e a avaliação das alterações destes parâmetros, em função de variações ambientais como a fertilidade e física do solo e o aporte de serrapilheira, e da percepção dos seus reflexos que podem ser monitorados por traços ecológicos como os grupos ecológicos e síndromes de dispersão (SANTOS et al., 2007; MACHADO et al., 2015; EPIFÂNIO et al., 2021).

A análise multivariada (MVA) é um conjunto de técnicas que analisa e confronta informações de várias fontes simultaneamente, processa grande volume de informações e encontra padrões e relações entre várias variáveis, permitindo prever efeitos e mudanças entre as variáveis, de forma mais global (GERHARDT et al., 2001).

Dentre os métodos MVA temos a ordenação, que é o processo no qual as relações entre objetos são descritas por um pequeno número de variáveis, como a análise dos componentes principais (PCA), que se baseia na correlação linear e sintetiza um conjunto de dados a poucas variáveis, ou componentes principais. Já a classificação baseia-se em algoritmos com a finalidade de identificar e agrupar objetos em função da similaridade destes, relativa a algum atributo. Estas técnicas vêm sendo utilizadas frequentemente no ramo da ecologia, por possibilitar a redução de um grande número de variáveis e possibilitar a melhor compreensão de um fenômeno (PRADO et al., 2002; ALENCAR, BARROSO & ABREU, 2013).

Diante disso o estudo da composição diversidade e estrutura, aliados a variáveis abióticas é uma importante estratégia para a conservação de formações florestais. Assim, como hipótese tem-se que a fragmentação florestal pode afetar diretamente a estrutura e o funcionamento de ecossistemas florestais, resultando em perda de biodiversidade e na possibilidade de extinção local. Portanto, a compreensão desse processo e o uso de indicadores ambientais, com base no funcionamento do ecossistema, permite a atuação no sentido da reversão desses efeitos.

Sendo assim, o objetivo do estudo é analisar a o efeito da fragmentação sobre diferentes tamanhos de remanescentes florestais, considerando a composição florística a diversidade e a estrutura, aliada a métricas de traços ecológicos e variáveis abióticas, e seus efeitos sobre a estrutura e funcionalidade de comunidades no entorno da ARIE Floresta da Cicuta.

5.4 MATERIAL E MÉTODOS

5.4.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no entorno da ARIE Floresta Cicuta, localizada nos municípios de Volta Redonda e Barra Mansa, na Bacia do Rio Paraíba do Sul, entre as coordenadas 21° 56' 53,52" S e 42° 53' 40,42" W. O clima na região é definido como Cwa, temperado, com inverno seco e verão chuvoso, precipitação anual entre 1000 e 1600 mm e temperaturas médias de 17°C e 24°C para os meses de julho e fevereiro respectivamente, as altitudes variam entre 400 a 450 m acima do nível do mar (BRASIL, 1983; ALVES et al., 2005; SOUZA et al., 2007).

As principais rochas constituintes do embasamento na região são os gnaisses, biotita-muscovita-gnaisse, biotita-gnaisse, materiais da bacia de Volta Redonda, diques básicos e sedimentos colúvio-aluvionares do Quaternário (BRASIL, 1983).

Os remanescentes florestais na ARIE Floresta Cicuta encontram-se sobre estes materiais (BRASIL, 2016) e a área possui remanescentes florestais em vários tamanhos e estágios de sucessão, em uma área composta por pastos degradados, fragmentos florestais, zona urbana e algumas pequenas áreas de solo exposto e corpos hídricos (ICMBIO, 2018). A vegetação é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Submontana (IBGE, 2012).

5.4.2 Seleção dos fragmentos, fitossociologia, solo e serrapilheira

Os fragmentos utilizados para o estudo foram selecionados através de imagens de alta resolução do software Google Earth a partir da seleção inicial de 34 fragmentos, cuja amplitude das áreas variou de 0,4 a 137 ha, distribuídos de forma a representar toda a área de estudo.

Estes 34 fragmentos foram divididos em intervalos de classes, conforme Sturges (1926), cuja fórmula é expressa pela Equação 29:

$$k = 1 + 3,322 * \log_{10} (N) \quad (29)$$

Onde: K é o número de classes de área, N o número total de observações (fragmentos) da amostra, considerando-se como pequenos (P), aqueles com área até 15 ha; médios (M), aqueles com áreas maiores que 15 ha e menores que 30 ha, e grandes (G), aqueles com área maior que 30 ha.

No entanto, em muitos dos fragmentos selecionados inicialmente através da imagem, não foi possível o acesso, seja pela declividade, por obstáculos naturais como córregos e brejos, ou mesmo artificiais, como o aterro desativado. Em outros, não foram encontradas árvores com diâmetro dentro do estipulado de 5 cm. Sendo assim, buscaram-se fragmentos alternativos que atendessem aos objetivos da pesquisa e possuíssem acesso possível.

Ocorreu também, de alguns dos fragmentos selecionados na imagem de alta resolução Google Earth, aparecerem nas imagens do capítulo 2 (classificação de uso e distribuição dos fragmentos florestais) como pertencentes a um único fragmento, devido à menor resolução resultante do processamento.

Estes fragmentos foram divididos em três grupos (A, B e C), conforme sua localização na paisagem, conforme Figura 11.

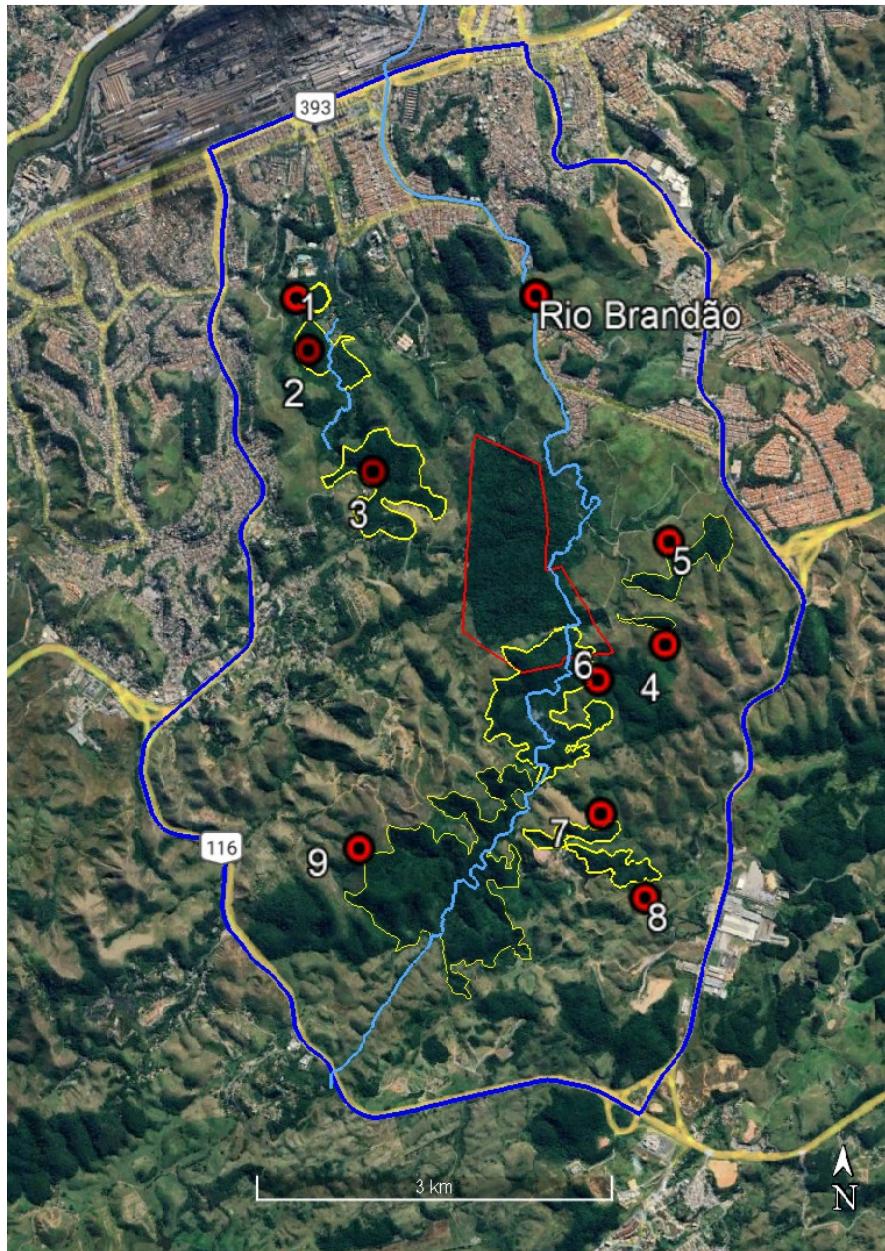


Figura 11. Disposição das unidades amostrais (fragmentos do entorno da ARIE Floresta da Cicuta). 1-FPA, 2-FMA, 3-FGA, 4-FPB, 5-FMB, 6-FMBC, 7-FAC, 8-FMC e 9-FGC; e FP, FM e FG, fragmentos pequeno, médio e grande, A, B e C, áreas, respectivamente. Fonte: Elaborado pelo Autor.

O método de amostragem utilizado foi o ponto quadrante (COTTAM & CUTRIS, 1956), que consiste na escolha de uma linha de caminhada, onde são instalados pontos, a partir dos quais são medidos os diâmetros, alturas e as distâncias de quatro árvores, cada uma destas situadas em um dos quadrantes Sul, Norte, Leste e Oeste a partir do ponto central (ponto quadrante) e as mais próximas destes.

Foram locadas em 2 linhas de caminhada com 60 m de comprimento no interior de cada fragmento, sendo os pontos quadrante, marcados por bandeiras fixadas a hastes metálicas, (Figura 12).

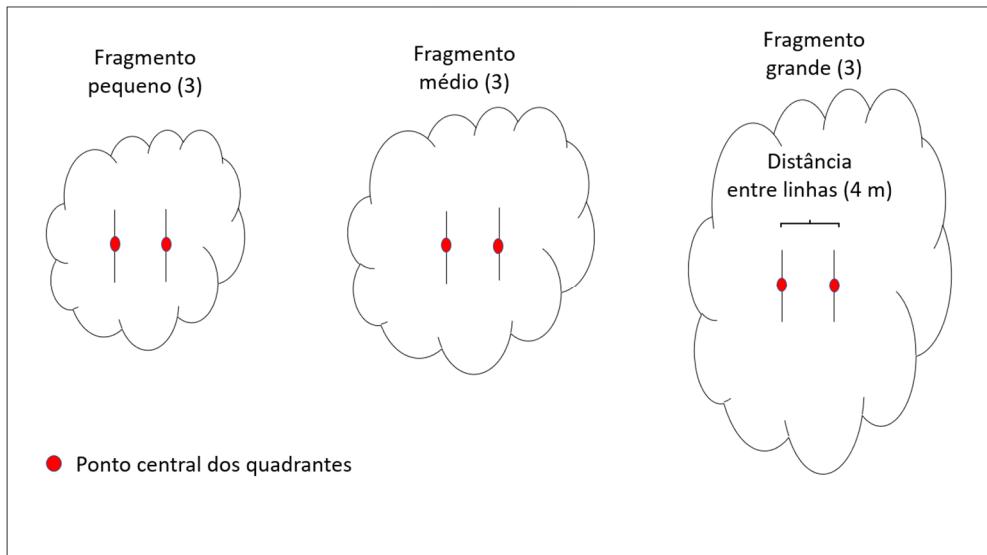


Figura 12. Ilustração da amostragem nos fragmentos de diferentes tamanhos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta. Fonte: Elaborado pelo Autor.

Em cada uma destas linhas foram locados e marcados 15 pontos quadrante distantes entre si em 4 m, com bandeiras numeradas de 1 a 30, sendo o primeiro ponto localizado a aproximadamente 30 m a partir da borda de cada fragmento.

Para obtenção desta distância foram medidas as distâncias de 30 árvores a partir de uma árvore selecionada aleatoriamente, sendo sempre a árvore subsequente a mais próxima localizada em relação a antecedente (MARTINS, 1991). O autor propõe que a distância mínima entre pontos (linhas/transecto) deve ser o dobro da maior distância que ocorrer nas medidas entre as 30 árvores ($d_{\min} = 2 \times d_{\max}$). No entanto, devido ao tamanho, no caso dos menores fragmentos e da dificuldade de acesso, no caso dos maiores, o critério utilizado para determinação da distância entre pontos e entre linhas, foi a subtração da menor distância da maior distância obtida entre as trinta medidas tomadas aleatoriamente, tendo em vista que nos menores fragmentos distâncias maiores resultavam na borda oposta, e nos maiores, a quantidade de cipós dificultava sobremaneira o acesso às árvores a serem medidas e marcadas.

Essa subtração resultou entre 3,5 a 4,5 metros em todos os 9 fragmentos. Como no primeiro caso se arredondou de 3,5 m, para 4 m, o mesmo ocorreu nos demais fragmentos, onde a distância de 4,5 m foi arredondada para 4,0 m.

Foram medidas quatro árvores por cada ponto central (quadrante), uma por cada quadrante (Norte, Sul, Leste e Oeste), (Figura 12), as quais foram a base para todas as análises. A altura das árvores foi estimada com base em varas de alumínio de seis metros de comprimento graduadas a cada 25 cm. O diâmetro à altura do peito (DAP), resultou da divisão da circunferência à altura do peito (CAP), obtida com fita métrica por $3,1416 (\pi)$.

Sendo assim, foram medidos os diâmetros e alturas totais de 120 árvores em cada um dos 9 fragmentos escolhidos, totalizando 1080 árvores em 270 pontos quadrante (Figura 13).

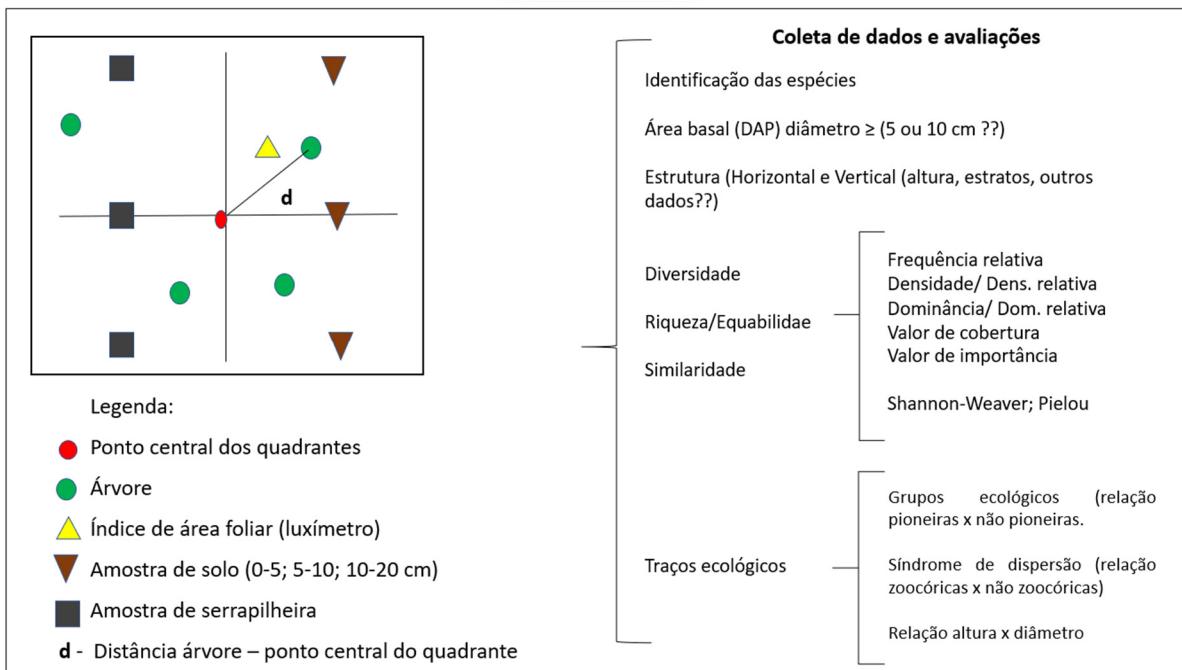


Figura 13. Metodologia de amostragem e processamento de dados, dos fragmentos de diferentes tamanhos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta. Fonte: Elaborado pelo Autor.

O material botânico foi coletado e identificado em campo. Quando a identificação *in loco* não foi possível, foram realizadas consultas a especialistas e literatura especializada. Os nomes das espécies e as exclusões das sinonímias botânicas foram validados através do site Flora Brasil JBRJ (2023).

Os parâmetros fitossociológicos utilizados na análise da estrutura horizontal foram: Área basal (G), Frequência Relativa (FR), Densidade Relativa (DR), Dominância Relativa (DoR), Valor de Cobertura (VC) e Valor de Importância (VI) (FREITAS & MAGALHÃES, 2012). A riqueza (S), diversidade (H -nat ind^{-1}) e equabilidade (J) da sinúxia arbórea foram avaliados conforme (MAGURRAM, 1988). Todos os parâmetros citados foram calculados através do programa Mata Nativa 4 (<https://matanativa.com.br/faq/>).

Foram coletadas 4 amostras (repetições) de serrapilheira em cada um dos nove fragmentos no sentido do declive, pelo lançamento do gabarito de forma aleatória a partir dos pontos (quadrante) números 3, 6, 9 e 12, no mês de junho de 2023 (Figura 13).

O estoque de serrapilheira foi avaliado pela coleta através de gabarito quadrado de madeira com 0,25 m de lado ($0,0625 m^2$) por 0,10 m de altura, de todo o material contido dentro de seus limites, até a visualização do solo. Este material foi acondicionado em sacos de papel de 0,30 x 0,40 m, identificado com os códigos numéricos do fragmento e posição de coleta neste, após o que, foi levado ao laboratório de entomologia do Campus Pinheiral do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro, onde foi realizada a determinação do peso úmido, e depois, levado a estufa com circulação forçada de ar e submetido a temperatura de $65^\circ C$ $+/ - 5^\circ C$ até não ocorrer mais variação da massa. Posteriormente as amostras foram pesadas em balança (duas casas decimais), sendo a determinação do estoque obtida pela diferença entre as massas úmida e seca de material (SCORIZA et al., 2012).

Para avaliar os atributos do solo foram coletadas três amostras compostas (triplicata), nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm, em cada um dos fragmentos. Cada amostra composta constituiu-se por 12 amostras simples, coletadas ao longo do declive, à distância de 2 metros ao redor dos pontos quadrante 3, 6, 9 e 12, totalizando 54 amostras, sendo 27 para cada uma

das profundidades (0-10 e 10-20 cm). As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos de 0,20 x 0,15 m, identificadas com os códigos numéricos dos fragmentos e dos pontos de coleta. A próxima etapa foi a secagem das amostras ao ar por 72 horas, sendo a seguir enviadas para o laboratório do Instituto Brasileiro de Análises (IBRA/MEGALAB) de Sumaré (SP) para determinação dos parâmetros pH, CTC, macronutrientes (P, Na e K), acidez (H^+ , Al^{3+} e V%), Soma de bases (S), Carbono Orgânico do Solo e granulometria (Argila, Silte e Areia), conforme o Manual de Métodos de Análise do Solo (TEIXEIRA et al., 2017).

5.4.3 Traços ecológicos, relação altura/diâmetro, síndrome de dispersão e grupo ecológico

A obtenção da relação altura/diâmetro se deu através do cálculo dos valores mensurados em campo para cada indivíduo arbóreo e as relações entre espécies pioneiras e não pioneiras, e zoocóricas e não zoocóricas, foram obtidas através de pesquisa bibliográfica em artigos científicos, preferencialmente de estudos realizados em municípios vizinhos à ARIE Floresta da Cicuta, os quais foram calculados em planilha excel.

5.4.4 Métricas para diversidade ecológica e tratamento estatístico

Os dados fitossociológicos, traços ecológicos e ambientais, foram tabulados em uma matriz excel, sendo esta importada para o software estatístico livre “PAST 4.03” (<https://past.en.lo4d.com/windows>), onde foram correlacionados à similaridade florística entre os fragmentos, e a seguir os fatores ambientais com os traços ecológicos e a composição florística dos fragmentos, resultado em dendrogramas de distância entre grupos de dados pareados.

Para a comparação da similaridade foi utilizado o índice de índice de Bray-Curtis e para aferição da fidelidade das distâncias dos agrupamentos em relação às distâncias originais entre os pontos foi utilizado o coeficiente de correlação cofernético (RODRIGUES, 2024).

A seguir foi realizada a ordenação dos dados através da análise dos Componentes Principais (PCA). Para reduzir os efeitos das diferenças de unidades de medida e de escala dos dados, visando a estabilização da variância e a aproximação da normalidade dos resíduos, foi realizada a transformação logarítmica dos dados, opcional do programa PAST *statistical*.

5.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.5.1 Florística e Fitossociologia

Foram amostrados e identificados mil e dois indivíduos pertencentes a cento e trinta e seis espécies, sessenta e nove gêneros e trinta e nove famílias botânicas, sendo 98,9% destas, a nível de gênero. As famílias com maior riqueza em espécies foram: Fabaceae (23), Lauraceae (11), Myrtaceae e Rubiaceae, com 10 espécies cada uma, Sapindaceae (7), Moraceae (6) e Bignoniaceae (5). As espécies mais abundantes foram: *Piptadenia gonoacantha* com 98 indivíduos, *Cupania oblongifolia* (52), *Xylopia sericea* (51), *Erythroxylum pulchrum* (50), *Guarea guidonia* (44), *Pseudopiptadenia contorta* (42), *Sparattosperma leucanthum* (35), *Siparuna guianensis* (35), *Myrcia splendens* (30), *Allophylus aff. Edulis* com 24 indivíduos, cada uma, resultados semelhantes foram encontrados por (MEDEIROS, PEREIRA & BRAZ, 2017; FELKER, 2018).

Os resultados relativos às três classes de tamanhos de fragmentos analisados (Tabela 11) corroboram esta afirmação, já que, a média do número de indivíduos e de espécies, resultantes deste estudo, foram semelhantes aos encontrados por Medeiros, Pereira & Braz (2016), ao estudarem a vegetação nos municípios de Pinheiral e Piraí, RJ. No entanto deve-se considerar que os autores citados utilizaram o método de amostragem por parcelas fixas.

Tabela 11. Médias dos parâmetros fitossociológicos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.

Quantitativo	ARIE Floresta da Cicuta			Outros autores			
	FP	FM	FG	1	2	3	4
Número de indivíduos	110,33 ± 15,09	116,67 ± 2,08	110,67 ± 6,81	-	247	176	-
Número de espécies	38,33 ± 6,66	28,00 ± 5,00	29,67 ± 3,79	57	43	45	-
Número de famílias	22,33 ± 3,21	17,33 ± 1,53	18,33 ± 4,04	27	23	-	-
Densidade (ind. ha ⁻¹)	1290,35 ± 290,27	1154,83 ± 201,32	1151,71 ± 194,67	1393	1235	-	-
Área basal (m ² . ha ⁻¹)	25,14 ± 9,4	19,53 ± 7,2	22,45 ± 5,3	-	-	22	39
Diâmetro (cm)	10,42	12,54	10,44	-	12,7	-	-
Altura (m)	9,74	8,06	8,53	7,5	8,04	-	10
Indivíduos mortos	1,3 ± 1,2	1,00 ± 0,8	0,7 ± 0,9	40	-	9	24
Espécies raras (1 ind/frag)	13 ± 9,53	6,30 ± 2,10	6,00 ± 3,46	-	-	-	-

FP, FM e FG- Fragmentos pequeno, médio e grande. 1- Freitas e Magalhães (2014), 2- Medeiros, Pereira & Braz (2016), 3- Miranda et al. (2019) e 4- Nahssen et al. (2022).

Em relação ao número de famílias e de indivíduos por hectare (densidade), resultados semelhantes foram encontrados por Freitas & Magalhães (2014), em estudos realizados em Valença, RJ e por Miranda et al. (2019).

O número de indivíduos mortos foi inferior aos relatados pelos autores citados e, segundo Carielo et al. (2019), é um fator importante para a regeneração e desenvolvimento da floresta, por abrir espaço para galerias e entrada de luz solar, o que possibilita o crescimento de outros indivíduos, contribuindo para a renovação da vegetação e como aporte de matéria orgânica. Já a área basal (G), em metros por hectare, foi semelhante ao resultado encontrado por Medeiros, Pereira & Braz (2016), e inferior ao obtido por Nahssen et al. (2022), em estudo florístico realizado em Floresta Estacional Semidecidual, em Sorocaba, SP.

Estes resultados mostram que a composição florística e a estrutura de fragmentos florestais que ocorrem na área de estudo, são semelhantes a encontradas em fragmentos existentes em municípios vizinhos, conforme relatado por (MEDEIROS, PEREIRA & BRAZ, 2017), e possivelmente resultam da influência antrópica, porém, mantêm sua estrutura e os processos que permitem sua resistência às pressões como incêndios, por exemplo, significando que mesmo sendo pequenos, em sua maioria (menores que 10 ha), possuem importância para a conservação dos recursos naturais nesta região, servindo como fonte de recursos, de propágulos. Ações que promovam a conexão entre estes pequenos fragmentos podem acelerar a colonização de áreas desprovidas de vegetação e promover os processos ecológicos que permitam o aumento da biodiversidade, como relatado por (NAHSSEN et al., 2022).

Aliado a estes resultados e com base nas Resoluções CONAMA 031 e 004 de 1994, que definem parâmetros e os estágios sucessionais para vegetação secundária no bioma Mata Atlântica, verifica-se que os fragmentos estudados se encontram em estágio médio de regeneração se considerarmos os diâmetro e altura, e estágio avançado se considerarmos a área basal (Tabela 12), e que resultados semelhantes foram encontrados pelos autores nela citados, para a região da área de estudo.

Carielo et al. (2019), relatam que a distribuição contínua de serrapilheira, que ocorre em todos os fragmentos avaliados neste estudo, associada a outros fatores como epífitas e trepadeiras, caracterizam estágio sucessional de regeneração de nível médio a avançado, com base na Resolução Conjunta SMA IBAMA/SP nº1, de 17 de fevereiro de 1994. Todos estes fatores ressaltam a importância destes fragmentos no contexto da ARIE Floresta da Cicuta.

Quarenta e oito espécies (35,30 %) do total contam com apenas um indivíduo, além de ocorrem em apenas um único fragmento (P, M ou G). Kramer e Kozera (2020), ao avaliarem a diversidade em fragmento urbano de Mata Atlântica no oeste do Paraná, relatam a importância de espécies com baixa abundância, endêmicas ou ameaçadas de extinção para a manutenção da diversidade regional e para a conservação da biodiversidade em áreas onde ocorre fragmentação e supressão de florestas.

A ocorrência dessas espécies em unidades de conservação com áreas pequenas está associada a diversos fatores de risco, incluindo a perda e degradação e a fragmentação do habitat, a pressão por atividades humanas e pode ter implicações significativas para a propagação, além do risco de extinção local, sendo de grande importância, a compreensão das causas dessa ocorrência para o desenvolvimento de estratégias eficazes de conservação.

O diagrama de Venn (Figura 14) representa a ocorrência de espécies entre os fragmentos, isoladamente ou de forma compartilhada. Das 136 espécies 16,30% são compartilhadas entre as classes de fragmentos pequenos (P), médios (M) e grandes (G), sendo este resultado inferior a 46% de compartilhamento encontrado por Santos et al. (2007), ao avaliarem fragmentos florestais no norte de MG, sugerindo baixa variação florística entre os fragmentos, resultante provavelmente, de baixa conectividade funcional.

Dentre as espécies comuns, as mais abundantes foram *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F. Macbr., *Cupania oblongifolia* Mart., *Xylopia sericea* A.St.-Hil., *Brosimum guianense* (Aubl.) Huber e *Sparattosperma leucanthum* (Vell.) K. Schum., com ampla ocorrência no Brasil e na Floresta Estacional Semidecidual, ou no bioma Mata Atlântica, sendo a *Cupania oblongifolia* a única endêmica do Brasil e o *Brosimum guianense*, não relatado como de ocorrência na Floresta Estacional Semidecidual (FES) (REFLORA/JBRJ, 2024). Estas espécies são de comum ocorrência na região do médio vale do Paraíba do Sul, sendo relatadas em trabalhos realizados por Freitas & Magalhães (2014); Medeiros, Pereira & Braz (2016); Miranda et al. (2019) em Valença, Pinheiral e Piraí, no estado do Rio de Janeiro.

São compartilhadas entre P e G, M e G e P e M; 12 (8,90%), 11 (8,10%) e 14 (10,40%), do total das espécies, mostrando que todas as classes de fragmentos compartilham espécies em

algum nível. A tabela contendo as espécies e número de indivíduos por fragmento encontra-se no apêndice.

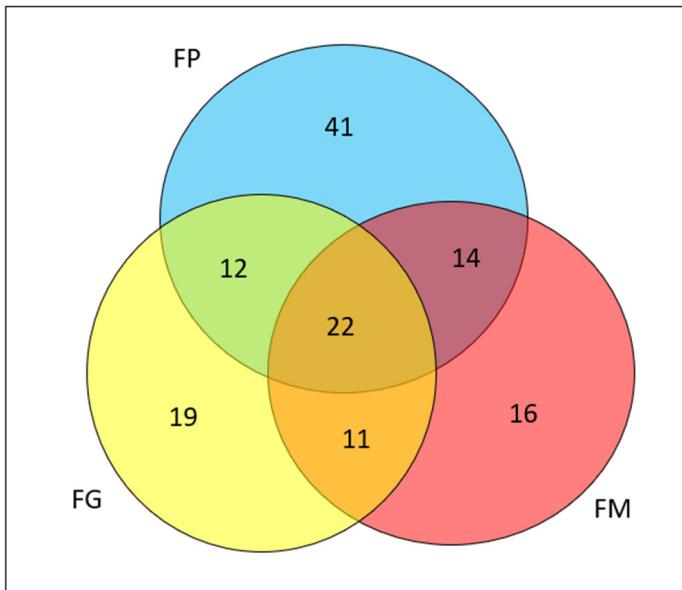


Figura 14. Diagrama de Venn com a distribuição da ocorrência das espécies entre os fragmentos pequeno (P), médio (M) e grande (G) no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, isolada ou concomitantemente.

Em relação às espécies que ocorrem exclusivamente em apenas uma das classes (P, M ou G), 41 (30,40%) pertencem à primeira, sendo *Alseis involuta*, *Anaxagorea dolichocarpa*, *Aniba firmula*, *Bathysa stipulata* e *Nectandra lanceolata*, as mais abundantes dentre estas. Já a classe fragmentos médios, concentra exclusivamente 16 (11,80%) das espécies, *Ceiba speciosa*, *Eugenia candolleana*, *Matayba juglandiflora*, *Pseudopiptadenia contorta* e *Tetrorchidium rubrivenium*, são suas principais representantes. *Dalbergia villosa*, *Senna aff. Silvestres*, *Ocotea diospyrifolia*, *Schizolobium parahyba* e *Rhamnidium elaeocarpus*, são as mais abundantes dentre 19 espécies (10,40%), que ocorrem apenas na classe fragmentos grandes.

Das espécies exclusivas a P, M ou G, sua ocorrência é relatada para a FES, ou pelo menos para o Bioma Mata Atlântica, ocorrendo também endemismo para a metade destas espécies. Destaque deve ser dado para *Alseis involuta*, *Bathysa stipulata* e *Matayba juglandiflora*, que ocorrem somente no sudeste do Brasil e na Bahia, no caso da *Alseis involuta* (REFLORA, 2024).

De todas estas espécies, apenas *Alseis involuta* não se encontra entre aquelas consideradas raras, ou seja, aquelas ocorrem em apenas um fragmento e com apenas um exemplar, merecendo as mesmas considerações feitas anteriormente em relação às espécies pouco abundantes.

A utilização do índice de Kulczynski em conjunto com a análise de agrupamento por algoritmo de grupos pareados (cluster), a partir da linha de corte próxima a 40% da distância total entre as espécies, resultou na formação de dois grupos de fragmentos com base na similaridade entre espécies, e em dois fragmentos isolados M1 e G1. O primeiro grupo, formado por P1, P2 e G2 com menor similaridade entre si, bem como, em relação ao segundo grupo, formado por M2, P3, M3 e G3, sendo o primeiro par deste último grupo, o que apresentou a maior semelhança florística entre si, ou seja, compartilhamento de espécies. Percebe-se também, que o segundo grupo abrange três classes de fragmentos (P, M e G) localizados na área 3, portanto mais próximos espacialmente entre si, o que pode influenciar na dinâmica de desenvolvimento e estabelecimento das espécies (Figura 15).

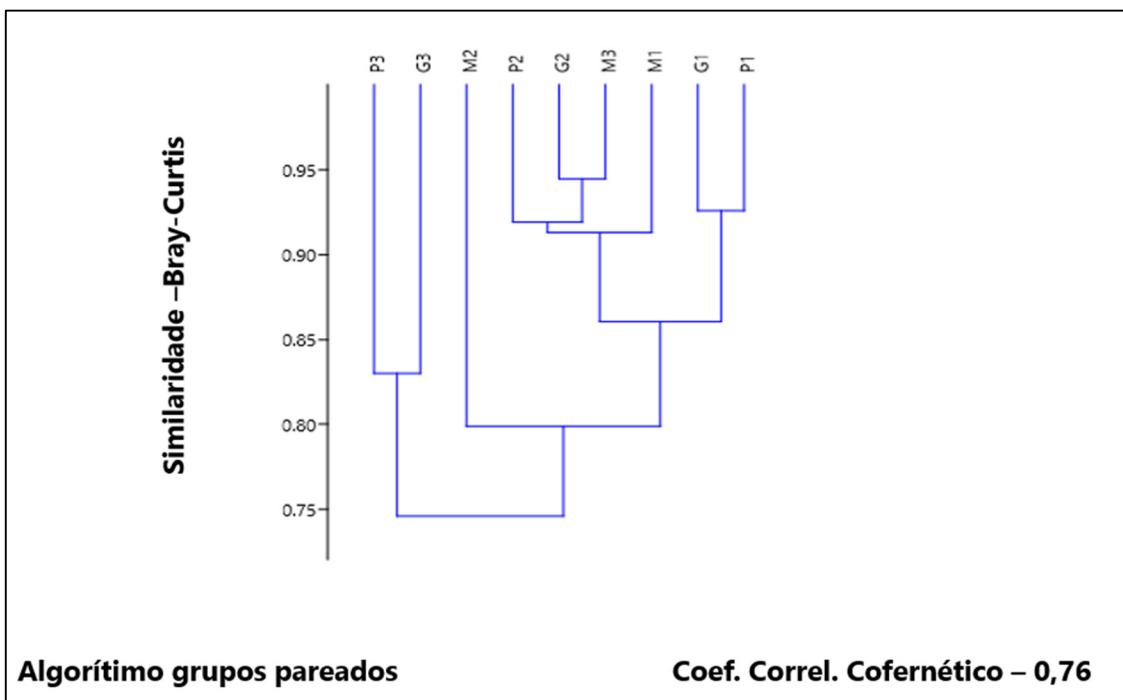


Figura 15. Dendrograma de grupos por similaridade de espécies no entorno da ARIE Floresta da Cicuta

O valor do coeficiente de correlação cofenético de 0,76 indica forte correlação entre as variáveis, já que valores próximos de 1 indicam bom ajuste entre as distâncias originais e as distâncias no dendrograma, ou seja, os agrupamentos representam de forma consistente a similaridade entre os fragmentos em função das espécies (GOTELLI & ELISSON, 2011). Diante disso, podemos supor que a análise de agrupamento “cluster” capturou de forma eficaz as similaridades entre os fragmentos de diferentes tamanhos na área de estudo, indicando que os fragmentos compartilham uma composição de espécies semelhante, sugerindo que fatores como: histórico de uso da terra, proximidade geográfica e características ambientais podem estar influenciando a distribuição das espécies.

Esta semelhança pode estar relacionada ao fato de que estes fragmentos são remanescentes de uma floresta que, no passado, formava grande área contínua, abrangendo ampla gama de condições ambientais. Portanto, exibindo uma comunidade arbórea diversa, a qual, ao ser substituída por fragmentos, pode ter levado aos diversos microambientes relacionados a variações no substrato, estágios sucessionais e efeitos de borda (ESPÍRITO-SANTO et al., 2002). Essa realidade complexa deve ser considerada ao buscar estratégias para conservar a valiosa e ameaçada biodiversidade dos remanescentes de floresta tropical.

A tabela 12 contém os resultados encontrados para a diversidade entre grupos de fragmentos neste estudo (H' e J), e os relatados por outros autores.

Tabela 12. Índices de diversidade e equitabilidade dos fragmentos de diferentes tamanhos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta

Índices	ARIE Floresta da Cicuta				Outros autores				
	FP	FM	FG	1	2	3*	4	5*	
H' (nats.ind ⁻¹)	3,15 +/- 0,32	2,80 +/- 0,42	2,96 +/- 0,26	3,62	3,20	2,98	3,10	3,52	
Equitabilidade (J)	0,85 +/- 0,056	0,91 +/- 0,058	0,88 +/- 0,076		0,840	0,760	0,56	0,74	0,884

FP, FM e FG - Fragmentos pequeno, médio e grande. 1- Nahssen et al. (2022). 2- Costa et al. (2020). 3- Miranda et al. (2019). 4- Lima et al. (2017) e 5- Medeiros, Pereira & Braz (2016). * Estudos realizados em localidades próximas a ARIE Floresta da Cicuta.

O índice de diversidade de Shanon-Wiener (H') teve pequena variação entre os fragmentos e de forma geral foi inferior aos encontrados pelos autores citados, já o de equitabilidade de Pielou (J) foi semelhante aos encontrados pelos autores citados. Destaque deve ser dado aos trabalhos realizados nas proximidades da ARIE Floresta da Cicuta (3 e 5).

A variação de H' entre 2,80 e 3,15 indica que a diversidade de espécies na área em questão é de moderada a alta, sendo que o limite inferior poderia estar relacionado a distúrbios sazonais, naturais ou antrópicos, não sendo, no entanto, uma condição preocupante. Já o limite superior poderia ser interpretado como uma comunidade equilibrada e estável, onde as condições ambientais e os processos ecológicos dão suporte a uma variedade de espécies.

Embasam estas ponderações as afirmações de Medeiros, Pereira & Braz (2016), que interpretaram H' de 3,52 como elevada densidade, enquanto Lima et al. (2017), e Costa et al. (2020), consideraram H' de 3,10 e 3,20 como significativa diversidade e baixa dominância ecológica.

Quanto à equitabilidade (J) próximo a 0,9 indica que há distribuição considerável de indivíduos em relação às espécies, significando que a maioria das espécies presentes nos fragmentos estudados encontra-se em números relativamente próximos, essa afirmação é corroborada por Medeiros, Pereira & Braz (2016) e Felker et al. (2017), que afirmam que as espécies têm distribuição equilibrada em relação ao número de indivíduos e estão bem representadas na floresta.

Segundo Magurran (1988), quando o Índice de equitabilidade (J) de uma comunidade está próximo a 0,9, indica que há distribuição considerável de indivíduos em relação às espécies, significando que a maioria das espécies presentes nos fragmentos estudados encontra-se em números relativamente próximos. Essa afirmação é corroborada por Medeiros, Pereira & Braz (2016) e Felker et al. (2017), que afirmam que as espécies têm distribuição equilibrada em relação ao número de indivíduos e estão bem representadas na floresta.

Os resultados para densidade, frequência, dominância e valores de cobertura e importância, relativos às espécies que mais se destacam, encontram-se na tabela 14.

Os resultados para o padrão de distribuição, densidade, dominância e valor de importância encontrados neste estudo concordam com os obtidos por Freitas & Magalhães, 2014; Medeiros, Pereira & Braz 2016; Felker et al., 2017; Miranda et al., 2019; Costa et al., 2020; Kamer & Kozera, 2020.

Tabela 13. Espécies de maior destaque nos fragmentos de diferentes tamanhos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil.

Nome Científico	N	DR	FR	DoR	VC (%)	VI (%)
Fragmento pequeno 1 (P1)						
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	33	27,5	22,3	42,9	35,2	30,9
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	13	10,8	10,7	7,0	8,9	9,5
<i>Eugenia uniflora</i> L	10	8,3	8,7	3,3	5,8	6,8
<i>Erythroxylum pulchrum</i> A.St.-Hil.	9	7,5	8,7	3,9	5,7	6,7
<i>Allophylus aff. edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	8	6,7	5,8	6,8	6,7	6,4
Fragmento pequeno 2 (P2)						
<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandwich	12,0	10,0	8,3	4,6	7,3	7,7
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	11,0	9,2	9,3	13,1	11,2	10,5
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart) Mez.	9,0	7,5	5,6	6,0	6,7	6,3
<i>Alseis involuta</i> K.Schum.	8,0	6,7	5,6	4,6	5,7	5,6
<i>Astrocarium aculeatissimum</i> (Schott) Burret	5,0	4,2	4,6	1,7	2,9	3,5
Fragmento pequeno 3 (P3)						
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	6,0	5,0	5,2	4,4	4,7	4,9
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	5,0	4,2	5,2	3,3	3,8	4,2
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	5,0	4,2	3,1	3,0	3,6	3,4
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	5,0	4,2	3,1	1,9	3,0	3,1
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	4,0	3,3	2,1	9,2	6,3	4,9
Fragmento médio 1 (M1)						
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	15,0	12,5	10,3	8,2	10,3	10,3
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	13,0	10,8	10,3	4,0	7,4	8,4
<i>Erythroxylum pulchrum</i> A.St.-Hil.	13,0	10,8	9,3	4,9	7,9	8,4
<i>Allophylus aff. edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	12,0	10,0	9,3	13,5	11,7	10,9
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	8,0	6,7	6,2	9,1	7,9	7,3
Fragmento médio 2 (M2)						
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq) Moldenke	13,0	10,8	12,4	5,2	8,0	9,5
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	2,0	1,7	2,3	2,5	2,1	2,1
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	2,0	1,7	2,3	0,3	1,0	1,4
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	1,0	0,8	1,1	0,2	0,5	0,7
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	1,0	0,8	1,1	0,2	0,5	0,7
Fragmento médio 3 (M3)						
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	20,0	16,7	11,9	17,3	17,0	15,3
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	14,0	11,7	10,9	1,6	6,6	8,0
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	8,0	6,7	7,9	5,6	6,1	6,7
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	7,0	5,8	5,0	9,6	7,7	6,8
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	7,0	5,8	5,0	3,4	4,6	4,7
Fragmento grande 1 (G1)						
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	22,0	18,3	15,1	55,5	36,9	29,6
<i>Erythroxylum pulchrum</i> A.St.-Hil.	20,0	16,7	12,9	5,0	10,8	11,5
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	16,0	13,3	12,9	10,6	12,0	12,3

Continua

Continuação tabela 13

<i>Miconia lepidota</i> DC.	14,0	11,7	9,7	6,9	9,3
<i>Allophylus racemosus</i> Vell.	5,0	4,2	4,3	3,7	3,9
Fragmento grande 2 (G2)					
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	12,0	10,0	9,4	10,9	10,4
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	12,0	10,0	9,4	6,2	8,1
<i>Rhamnidium elaeocarpus</i> Reissek	12,0	10,0	7,5	24,7	17,3
<i>Erythroxylum pulchrum</i> A.St.-Hil.	7,0	5,8	6,5	2,8	4,3
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	7,0	5,8	4,7	5,1	5,5
Fragmento grande 3 (G3)					
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	19,0	15,8	12,5	10,1	13,0
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	11,0	9,2	7,7	17,0	13,1
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	8,0	6,7	6,7	5,8	6,3
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	7,0	5,8	6,7	1,6	3,7
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	6,0	5,0	4,8	18,2	11,6
					9,3

Considerando os parâmetros estruturais, Freitas & Magalhães (2012) sintetizam as principais características observadas para os fragmentos pequenos, médios e grandes, a seguir:

•Elevados valores de Densidade, Frequência e Dominância: representam as espécies mais importantes, quando analisada apenas a estrutura da comunidade.

- Fragmentos pequenos: *Piptadenia gonoacantha*; *Matayba elaeagnoides* e *Cupania oblongifolia*

- Fragmentos médios: *Myrcia splendens*; *Allophylus aff. Edulis*; *Aegiphila integrifolia* e *Xylopia sericea*

- Fragmentos grandes: *Piptadenia gonoacantha*; *Xylopia sericea*; *Rhamnidium elaeocarpus*; *Cupania oblongifolia*

Essas informações são importantes por mostrarem a afinidade na estrutura de fragmentos florestais de diferentes tamanhos, destacando as espécies *Piptadenia gonoacantha*, *Cupania oblongifolia* e *Xylopia sericea*. Este padrão de distribuição onde poucas espécies respondem pelo maior percentual da densidade total de uma área é conhecido como dominância ecológica e bastante comum em florestas tropicais, principalmente onde há baixa disponibilidade de recursos, como fertilidade do solo por exemplo (WHITMORE, 1988). O que sugere cuidados quanto a fragilidade de ecossistemas fragmentados, tendo em vista que a perda de indivíduos com menor densidade pode comprometer a diversidade biológica.

Ainda segundo Freitas e Magalhães (2012), algumas relações entre parâmetros fitossociológicos agrupadas podem indicar possibilidades de composição florística:

•Densidade e Frequência elevadas: condição típica para as espécies de ocorrência horizontal regular;

- Fragmentos pequenos: *Eugenia uniflora*, *Erythroxylum pulchrum*, *Anaxagorea dolichocarpa*, *Sorocea bonplandii* e *Nectandra lanceolata*

- Fragmentos médios: *Guarea guidonia*, *Erythroxylum pulchrum*, *Annona dolabripetala* e *Siparuna guianensis*

- Fragmentos grandes: *Erythroxylum pulchrum*

São espécies que podem apresentar diferentes padrões de distribuição espacial dentro das comunidades.

- Densidade elevada e baixa Frequência: fenômeno típico para espécies com certa aglomeração local;
 - Fragmento grande: *Erythroxylum pulchrum* e *Cupania oblongifolia*
- Densidade e Dominância elevadas e baixa Frequência: indica espécies de grande porte;
 - Fragmento grande: *Sparattosperma leucanthum*

Destaca-se ainda que espécies com VI importantes em diferentes tamanhos de fragmentos florestais, como *Cupania oblongifolia* e *Piptadenia gonoacantha*, possuem elevado valor em estratégia de restauração florestal (MARTINS et al., 2022).

A tabela completa com os resultados dos dados fitossociológicos se encontra no apêndice (Tabela 18).

5.5.2 Fatores ambientais, composição dos fragmentos e traços ecológicos da vegetação

Na tabela 14 são apresentados os valores médios das variáveis atributos químicos do solo (pH, P, Al, SB), capacidade de troca catiônica (CTC) carbono orgânico total (COT) e argila (ARG), relação carbono orgânico total e argila. Também os valores de serrapilheira, relação, entre grupos ecológicos (PI/NP) e síndromes de dispersão (SD), que são os traços ecológicos, e os fitossociológicas: relação entre altura e diâmetro (H/D), área basal (G), densidade, frequência, dominância e diversidade (DA, FA, DoA, H', J), que formaram a matriz utilizada para a análise de agrupamento dos fragmentos por similaridade na composição de espécies relacionada às variáveis ambientais.

Tabela 14. Variáveis ambientais, florísticas e traços ecológicos dos fragmentos de diferentes tamanhos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil. Os valores são médias +/- desvio padrão das amostras das três classes de fragmentos.

Variáveis	Fragmento Pequeno	Fragmento Médio	Fragmento Grande
pH 0 -10 (CaCl ₂)	4,17 +/- 0,48	4,57 +/- 0,59	3,87 +/- 0,12
pH 10 - 20 (CaCl ₂)	4,08 +/- 0,52	4,26 +/- 0,52	3,87 +/- 0,15
P 0 -10 mmolc.dm ⁻³	1,19 +/- 0,62	1,03 +/- 0,50	0,87 +/- 0,06
P 10 – 20 mmole.dm ⁻³	1,00 +/- 0,49	1,00 +/- 0,35	0,86 +/- 0,60
Al 0 -10 mmolc.dm ⁻³	8,22 +/- 7,85	3,22 +/- 5,58	15,33 +/- 7,51
Al 10 - 20 mmolc.dm ⁻³	9,89 +/- 8,28	6,33 +/- 6,03	15,11 +/- 11,74
SB 0 -10 mmolc.dm ⁻³	30,40 +/- 20,36	44,49 +/- 23,35	13,72 +/- 3,63
SB 10 - 20 mmolc.dm ⁻³	25,39 +/- 21,50	25,16 +/- 9,25	15,22 +/- 10,05
CTC 0 -10 mmolc.dm ⁻³	103,7 +/- 16,20	90,70 +/- 11,29	90,07 +/- 21,73
CTC 10 - 20 mmolc.dm ⁻³	100,17 +/- 13,27	71,16 +/- 15,10	93,89 +/- 36,94
COT 0 -10 g. dm ⁻³	103,7 +/- 16,20	90,00 +/- 11,29	90,70 +/- 21,73
COT 10 -20 g. dm ⁻³	100,17 +/- 13,27	71,16 +/- 15,10	93,89 +/- 36,94

Continua....

Continuação tabela 14

Variaveis	Fragmento Pequeno	Fragmento Médio	Fragmento Grande
ARG g.Kg ⁻¹	394,61 +/- 73,37	350,00 +/- 31,57	360,11 +/- 67,14
COT/ARG 0 -10	0,046 +/- 0,010	0,044 +/- 0,012	0,042 +/- 0,010
COT/ARG 10 - 20	0,034 +/- 0,009	0,026 +/- 0,008	0,027 +/- 0,006
Serrapilheira g	146,65 +/- 26,07	66,97 +/- 66,97	51,78 +/- 13,63
Área basal m ² .ha ⁻¹	25,14 +/- 9,40	19,53 +/- 7,19	22,45 +/- 5,29
H/D	0,79 +/- 0,12	0,7 +/- 0,05	0,68 +/- 0,10
PI/NP	1,19 +/- 0,44	7,23 +/- 8,84	2,02 +/- 1,36
ZO/NZO	3,24 +/- 2,29	14,56 +/- 20,31	4,28 +/- 4,38
DA	1706,96 +/- 1168,69	1081,13 +/- 484,62	1363,97 +/- 587,14
FA	342,22 +/- 18,36	318,89 +/- 20,37	337,78 +/- 24,57
DoA	28,55 +/- 17,58	17,87 +/- 10,38	22,84 +/- 4,92
H'	3,15 +/- 0,32	2,80 +/- 0,42	2,96 +/- 0,26
J	0,85 +/- 0,056	0,82 +/- 0,087	0,85 +/- 0,85

A análise de agrupamento hierárquica por dados pareados resultou em um grupo com os fragmentos (M2, G1, P1); (M3, G2); (P2, M1) e dois grupos com apenas um fragmento cada G3 e P3, com base na linha de corte próxima a 50% da distância total.

O coeficiente de correlação cofernético de 0,91 indica uma correlação forte entre as distâncias originais e as distâncias resultantes do agrupamento, indicando um bom ajuste entre as distâncias originais e as distâncias no dendrograma, ou seja, os agrupamentos representam de forma consistente a relação entre os fatores ambientais e a composição florística entre as classes de tamanho dos fragmentos.

O dendrograma (Figura 16) mostra que as composições das classes de tamanho dos fragmentos encontram-se dispersas em grupos diferentes, indicando que as variáveis ambientais não foram determinantes para a formação desta composição.

As classes de tamanho (G1, P1), (M3, G2) e (P2, M1) possuem maiores proximidades em termos de composição entre si, no entanto entre grupos diferentes, que representam as dissimilaridades entre as composições florísticas relacionadas aos fatores ambientais, enquanto G3 possui a maior distância e P3 fica isolado em relação aos demais grupos.

Estes resultados foram diferentes dos encontrados por Santos et al. (2007) ao estudarem a similaridade de remanescentes no norte de Minas Gerais, os quais indicaram a interação entre fatores ambientais e a composição por espécies vegetais, entre remanescentes florestais. Os autores afirmam ainda, que o tamanho dos fragmentos influí na diversidade e que, portanto, devem ser considerados na elaboração de ações de conservação, o que não ocorreu nesse estudo.

Epifânio et al. (2021) relatam que além de fatores edáficos, a distância entre fragmentos teve influência na composição florística destes, em estudos realizados na bacia do Araguaia, TO, discordando dos resultados encontrados para os fragmentos da ARIE Floresta da Cicuta, uma vez que fragmentos de áreas comuns (A, B e C), ou seja, mais próximos entre si, não se agruparam em função desta distância.

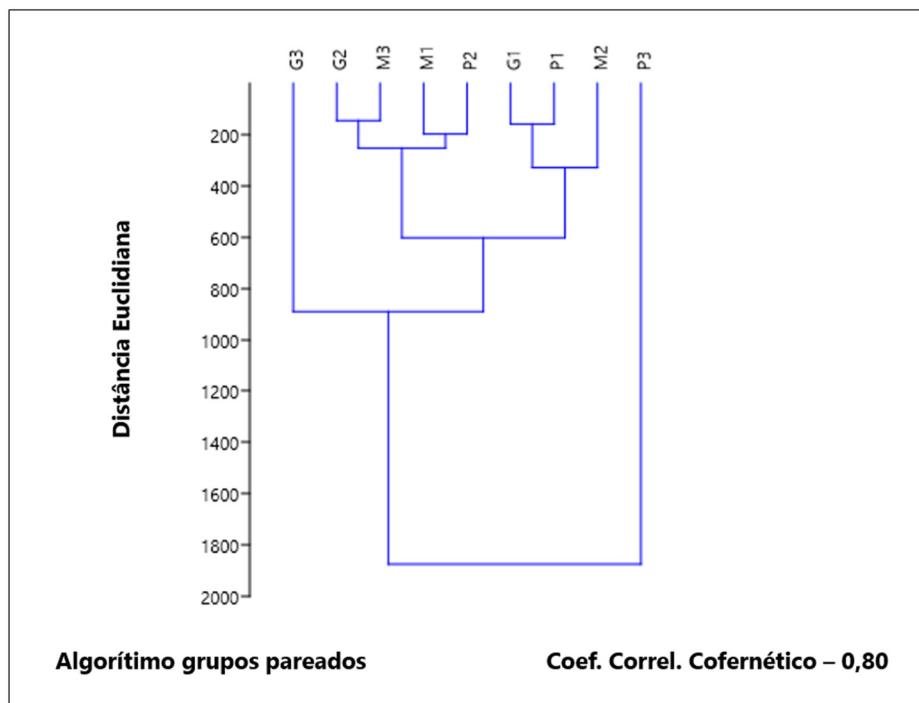


Figura 16. Dendrograma da classificação das relações das variáveis fitossociológicas, ambientais e traços ecológicos, e sua influência na composição florística dos fragmentos de diferentes tamanhos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta.

Embora não tenha sido realizado teste para significância entre médias, os teores de Al^{3+} encontrados no grupo fragmentos grandes são bastante elevados, o inverso ocorrendo com a soma de bases, quando comparados aos demais grupos, o que não refletiu proporcionalmente na densidade e diversidade entre os três grupos de fragmentos. Estas informações aliadas às resultantes do agrupamento, relatadas anteriormente, indicam que, possivelmente as diferenças nas composições florísticas entre as classes de tamanho de fragmentos se deva a fatores antrópicos, concordando com relatos de Marinho et al. (2019), de que a pressão antrópica pode influenciar na estrutura da vegetação, o que está relacionado à composição, os autores afirmam ainda, que outros fatores, que não os ambientais, podem influenciar ou comprometer processos dinâmicos da vegetação, como a ocorrência de incêndios, por exemplo.

Segundo Ferreira et al. (2020), ao estudarem a estrutura e distribuição de espécies arbóreas em um gradiente edáfico, os padrões de distribuição das espécies, podem ainda, ser influenciados por fatores estocásticos, tendo em vista que muitas espécies não apresentaram qualquer correlação com as variáveis relativas ao solo.

A análise dos componentes principais (PCA) mostrou que o primeiro eixo, ou componente principal, representa 48,9% da variação total dos dados, enquanto o eixo 2 representa 29,2% (Tabela 15).

Tabela 15. Autovalores e porcentagem da variância dos componentes 1 a 5 (PCA).

PCA	Eixos (componentes)				
	1	2	3	4	5
Autovalores	0,521545	0,311014	0,12745	0,0644826	0,01974
Porcentagem da variância	48,944	29,187	11,960	6,051	1,853
Porcentagem da variância acumulada	48,944	78,131	89,091	95,142	96,995

Resultados semelhantes foram encontrados por Dreyer et al. (2020), que encontraram variações de 39,4% e 31,1% para os eixos (componentes) 1 e 2 respectivamente, totalizando 70,46% da variância. Enquanto no trabalho de Dallabrida et al. (2019), os autores relataram 41,58% da explicação para a variância apenas no primeiro componente.

As variáveis que maior influência (carga) tiveram em relação ao eixo principal 1 foram, em ordem decrescente, o teor de alumínio (Al) nas camadas de solo amostradas (0-10 cm e 10-20 cm) e as relações Zoo/NZoo (zoocóricas/não zoocóricas) e Pi/Npi (pioneeras/não pioneeras), correlacionado-se a este eixo positivamente, enquanto os valores de soma de bases (SB), o teor de magnésio (Mg) e a quantidade de serrapilheira (Serrap.) apresentaram correlação negativa com o componente principal 1. Em relação ao eixo principal 2, somente o teor de Al mostrou correlação positiva, conforme ilustrado na figura 17 e pela matriz de correlação das variáveis x componentes principais (Tabela 16, no apêndice).

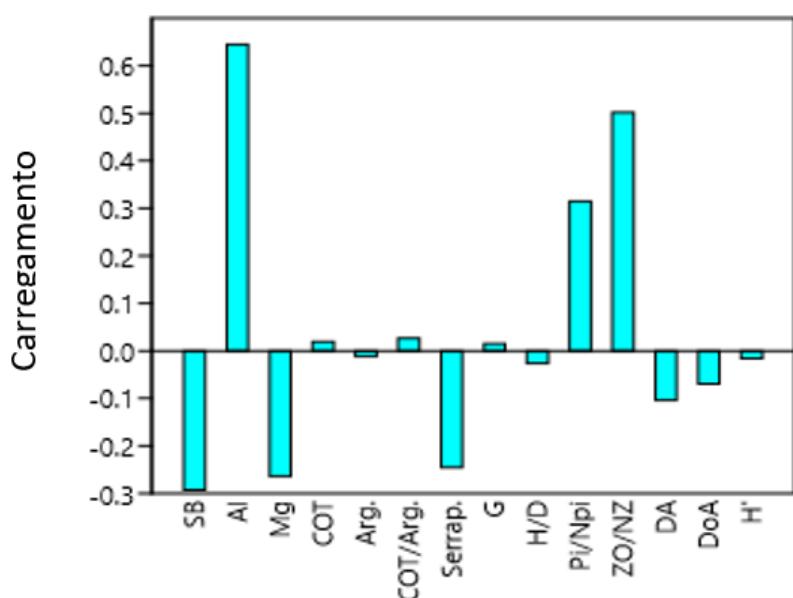


Figura 17. Gráfico de barras, carga das variáveis em relação ao componente 1. Fonte: Elaborado pelo autor.

As variáveis que apresentaram maior correlação entre si foram a SB e o Mg, as quais se apresentaram diametralmente opostas ao teor de Al; ressaltando-se o comprimento dos vetores, o que reflete o comportamento dos atributos dos solos da região em função do material de origem de rochas ácidas, os baixos valores de pH e o histórico de uso anterior, sem práticas de conservação do solo. No entanto, como relatado anteriormente, embora não tenha sido realizado o teste de médias, estas variáveis não influenciaram na densidade e diversidade de espécies componentes dos grupos de fragmentos pequenos, médios e grandes, como indicado pelos valores das médias e erro padrão das variáveis (Tabela 14). Estes resultados concordam com Costa et al (2020), ao avaliarem a influência de fatores ambientais como filtros ambientais sobre a composição e estrutura florística na Serra do Espinhaço, MG.

A aplicação do método de análise de redundância (RDA) mostrou baixa correlação (11% PC1 e 17% PC2) entre espécies e fatores ambientais, e indicando a ocorrência de baixo gradiente ambiental (Figura 18). A densidade e a dominância absolutas e a diversidade (H') possuem considerável correlação entre si, bem como com a serrapilheira; estas, no entanto, correlacionam-se negativamente com as relações ZO/NZ e Pi/NPi. Os comprimentos e as direções dos vetores demonstram o grau destas relações.

A correlação negativa entre densidade, dominância e diversidade x Pi/NPi é prevista em condições naturais, uma vez que, em geral, a comunidade com maior número de espécies pioneiras apresentaria menores índices fitossociológicos. Por outro lado, também se esperava que a ocorrência de maior número de espécies zoocóricas indicaria melhores índices fitossociológicos, o que não é mostrado no gráfico de PCA (Figura 18).

Resultados semelhantes foram encontrados por Callegaro et al. (2018), que relatam a relação da serapilheira com as espécies mais abundantes de comunidade vegetal no Parque Estadual Quarta Colônia, no Rio Grande do Sul.

Já os resultados encontrados por Kelling, Araujo e Rorato (2019), em floresta ripária no munucípio de São Francisco de Paula (RS), apontam que, apesar de representada por espécies semelhantes, as espécies ocorreram de forma distinta em termos de densidade, frequência e dominância, concordando com os resultados obtidos neste estudo. Isto indicaria a formação de nichos ecológicos como consequência da influência de fatores ambientais; no entanto, esta influência não foi obervada no presente estudo.

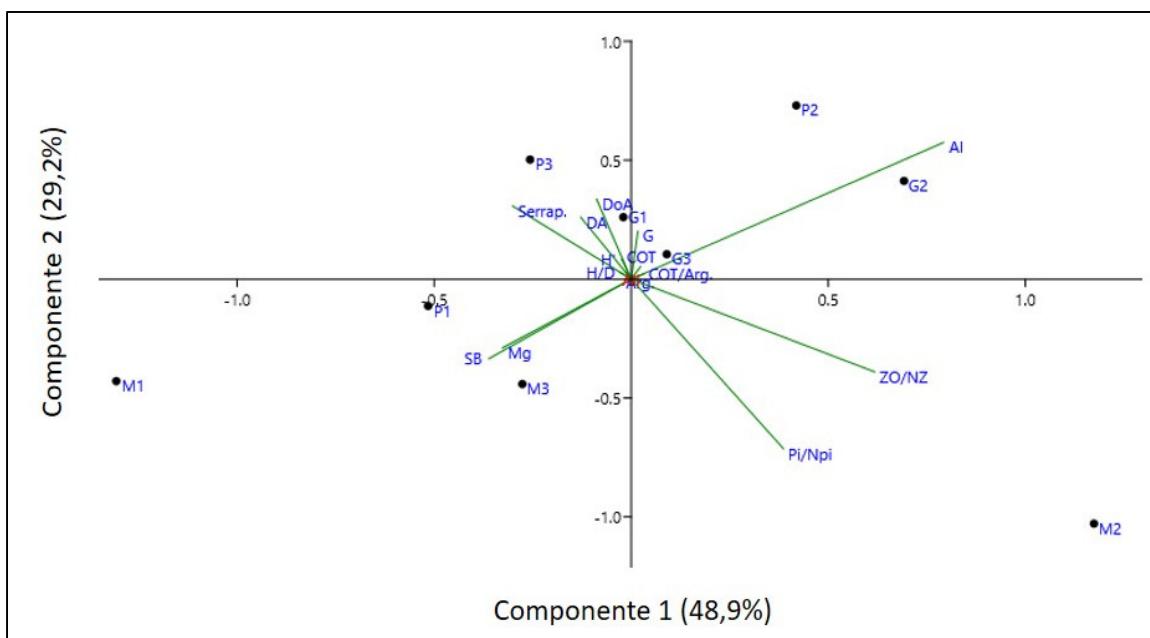


Figura 18. Diagrama de ordenação dos grupos analisados com as variáveis fitossociológicas, ambientais e traços ecológicos, e sua influência na composição florística dos fragmentos de diferentes tamanhos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta. Fonte: Elaborado pelo autor.

Sendo: P, M e G (1, 2 e 3): Fragmentos pequeno, médio e grande; Serrap.: serapilheira; DA e DoA: densidade e dominância absolutas; G: área basal; H/D, COT/Arg., ZO/NZ e Pi/Npi: relações altura x diâmetro, carbono orgânico toal x argila, e entre espécies zoocóricas x não zoocóricas e pioneiras x não pioneiras; H': índice de Shannon-weaver; e Al, Mg e SB: Alumínio, Magnésio e Soma de Bases.

As variáveis resposta (fragmentos) não apresentaram padrão espacial ou agrupamento em relação aos eixos (componentes principais 1 e 2), bem como dispersão e fraca correlação com as variáveis e ocorrência de outliers (M1 e M2), indicando que os fatores ambientais não influenciaram na composição florística dos fragmentos. Resultados semelhantes foram encontrados por Costa et al (2020), ao estudarem a estrutura e relação vegetação-ambiente na Serra do Espinhaço, MG, relatando que as unidades amostrais não ocupavam setores específicos e que a maior parte das variáveis concentraram-se na parte central do diagrama, concluindo que as condições ambientais não influenciaram a estrutura da comunidade estudada.

Estes resultados são corroborados por Rorato et al. (2015), ao avaliarem a influência dos fatores ambientais no componente arbóreo em área no Rio Grande do Sul, utilizando análise de correlação canônica. Os autores relatam que as características físicas do solo, além de outras doze variáveis e a declividade, não apresentaram correlação com os grupos fitossociológicos, nem com as espécies. Estes autores afirmam ainda, que concentrações elevadas de Al^{+3} influenciaram na distribuição das principais espécies em sua área de estudo, discordando com os resultados encontrados na ARIE Floresta da Cicuta. Neste estudo, ainda que não tenha sido realizado o teste de médias, apesar das diferenças no teor de Al^{+3} entre as três classes de fragmentos, não foi observada influencia desta variável; também na composição em espécies entre os fragmentos, em que, mesmo entre as espécies mais abundantes, a distribuição foi relativamente heterogênea.

Segundo Dallabrida et al. (2019) a disponibilidade de nutrientes e elevada concentração de Al^{+3} foram fatores determinantes para o estabelecimento de florestas em campos altomontanos no sul do Brasil, atuando como filtros ambientais, contrariando os resultados obtidos neste estudo, tendo em vista que ocorreram espécies mais exigentes em todos os fragmentos, bem como o estágio sucessional encontrado. O mesmo ocorre em relação aos resultados encontrados por Callegaro et al. (2018), ao estudarem a influência de fatores ambientais sobre espécies vegetais no Rio Grande do Sul, através de análise de ordenamento, relatando que a maior parte das espécies mais abundantes sofre influência dos fatores ambientais.

Os resultados obtidos por Cunha et al (2009) indicam a potencialidade do uso dos componentes principais como método de análise para a avaliação da influência dos fatores ambientais na distinção de sítios, visando o manejo de áreas em função da capacidade nutricional das espécies. Esta afirmação, embora os resultados contrariem os encontrados neste estudo, pode ser utilizada como referência para adequação da técnica e corroboração do método utilizado nesse estudo.

5.6 CONCLUSÕES

As cinco espécies com maior riqueza e que contribuiram para a composição dos fragmentos, bem como suas famílias, são comuns em outros fragmentos da região da área de estudo, indicando que há a tendência de um padrão na dinâmica sucessional regional.

A análise fitossociológica revelou padrões de dominância ecológica, com algumas espécies exercendo maior influência na estrutura da vegetação, enquanto algumas outras apresentaram tendência ao agrupamento.

O número de espécies exclusivas na classe fragmentos pequenos, bem como a ocorrência de espécies com apenas um indivíduo em apenas um fragmento, ressalta a importância da conservação desta área visando a dispersão e recrutamento e a manutenção da biodiversidade.

A relativa heterogeneidade entre as classes de fragmentos, em termos de composição florística, em relação aos fatores ambientais, embora tenha havido diferença numérica expressiva entre a relação pioneiras e não pioneiras, bem como zoocóricas e não zoocóricas, entre a classe fragmentos médios e as demais, demonstrou que os fatores ambientais não responderam pelas diferenças entre os fragmentos, sugerindo que outros fatores, como a pressão antrópica e a interação entre espécies, podem estar conduzindo a determinação da composição vegetal desses fragmentos.

Portanto, todos os fragmentos, independentemente do tamanho, possuem igual importância para a área de estudo em relação a conservação e manejo da zona de amortecimento da ARIE Floresta da Cicuta, destacando a necessidade de medidas eficazes para o restabelecimento de processos ecológicos essenciais para a conexão entre os fragmentos.

Estudos futuros que investiguem mais profundamente as interações entre fatores ambientais e a dinâmica da vegetação, visando aprimorar as estratégias de conservação, são importantes e podem ser utilizadas em outros remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Floresta da Cicuta é o último remanescente de mata primitiva do Vale do Rio Paraíba do Sul (RJ), abrigando exemplares de fauna e flora com valor incalculável, alguns endêmicos. Ela é a principal área verde da região, com funções ecológicas, culturais e de pesquisa, além de amenizar, em parte, problemas devidos à industrialização no município de Volta Redonda e no entorno. Suas principais ameaças, além da industrialização, são incêndios, pecuária extensiva, caça e a especulação imobiliária.

Um dos principais objetivos para a criação da Unidade de Conservação (UC) é a proteção de um dos últimos fragmentos com vegetação primária da fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual, a qual só encontra proteção a nível de UC regional, além da própria Floresta da Cicuta, o Parque Estadual da Serra da Concórdia (Valença, RJ).

Para garantir o cumprimento desses objetivos, toda UC demanda um plano de manejo, o qual além do fragmento que lhe deu origem, ou Zona de Proteção, visa o ordenamento de seu entorno para a eliminação ou minimização de potenciais impactos negativos, ou Zona de Amortecimento, formada por mais de oitenta fragmentos, a maioria deles com menos de 10 ha, com tamanhos e estágios de conservação variados, e sujeitos a vários tipos de pressão, sendo sua principal fragilidade ambiental a declividade. Apesar de estarem inseridos em uma matriz formada por pastagens, da ocorrência de incêndios e do efeito de borda, estes fragmentos ocupam 36% do total da paisagem, possuem alta resiliência, tendo em vista o estágio sucessional médio. No entanto, são necessárias ações para melhoria da proximidade e da conectividade entre os fragmentos, para que haja tanto a dispersão, como a conexão entre estes, a proteção das áreas de mata ciliar e de encostas, a fim de aumentar a cobertura e a diversidade.

Isto pode ser potencializado por ações que acelerem os processos ecológicos como os reflorestamentos, que já vêm sendo realizados, e condução da regeneração natural, entre outras, visando a formação de corredores ecológicos e proteção das áreas de preservação permanente, tanto em declives, quanto nas margens dos rios. Estas ações devem ser complementadas por outras que visem a prevenção e o controle de fatores de perturbação, principalmente na pastagem, como a conscientização, notificação e aplicação de medidas administrativas e legais.

Quanto aos aspectos fitossociológicos e traços ecológicos, os fatores ambientais e o tamanho dos fragmentos não influenciaram na composição e diversidade dos fragmentos, significando que, todos possuem a mesma importância e, portanto, podem contribuir em iguais condições para a manutenção dos processos ecológicos e aumento da biodiversidade, além de merecerem a mesma atenção em termos de ações que visem a melhoria desses fatores.

Ante o exposto, verifica-se que apenas a limitação e foco da atenção sobre a zona de proteção da ARIE Floresta da Cicuta, não serão suficientes para a garantia de seus objetivos, por não contemplar a totalidade dos vestígios de florestas existentes da área.

Foi mostrada a extrema importância dos remanescentes do seu entorno para que os objetivos desta UC se concretizem na conservação da biodiversidade e manutenção dos serviços ambientais e ecológicos. Para tal, é essencial a regulamentação (homologação) da sua zona de amortecimento e o planejamento a partir da caracterização do ambiente e avaliação de fragilidades e potencialidades. Com isso, é possível o planejamento das ações para adequá-la a sua finalidade, bem como o controle eficaz das ações públicas ou privadas, que estejam em curso, ou que venham a se implementar nesta área.

A observação dessas considerações pode contribuir para atendimento aos objetivos de desenvolvimento sustentável da ONU: boa saúde e bem estar (3), água limpa e saneamento (6), cidades e comunidades sustentáveis (11), combate às alterações climáticas (13), e vida sobre a terra (15).

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB`SABER, A. **Os Domínios da Natureza no Brasil: Potencialidades Paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.

AGEVAP Agência da Bacia do Rio Paraíba do Sul. **Plano de Recursos de Hidrologia e Estudos de Meio Ambiente-Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul-Resumo**. Agosto 2006. 194 p.

AHMADI, M.; FARHADINIA, M. S.; CUSHMAN, S. A.; HEMAMI, M. R.; BALOUCHI, B. N.; JOWKAR, H.; MACDONALD, D. W. Species and space: a combined gap analysis to guide management planning of conservation areas. **Landscape Ecology**, v. 35, p. 1515-1517, may. 2020.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**. Stuttgart, v. 32, n. 6, p. 711-728, 2013.

ALVES, S. L.; ZAÚ, A. S.; OLIVEIRA, R. R. de; LIMA, D. F.; MOURA, C. J. R. de. Sucessão florestal e grupos ecológicos em Floresta Atlântica de encosta, Ilha Grande, Angra dos Reis / RJ. **Revista Universidade Rural**: Série Ciências da Vida, Seropédica, RJ: EDUR, v. 25, n.1, p. 26-32, jan.-jun., 2005.

ALVES, T. L. B.; AZEVEDO, P. V. de; DOS SANTOS, C. A. C.; COSTA SANTOS, F. A. Evolução espaço-temporal do albedo e da cobertura vegetal da superfície na bacia hidrográfica do alto curso do Rio Paraíba. **Revista Geosul**. Florianópolis-SC. v. 33, n. 66, jan-abr. 2018. p. 147-171.

AMARAL, L. DE P.; FERREIRA, R. A.; LISBOA, G. DO S.; LONGHI, S. J.; WATZLAWICK, L. F. Spatial variability of the Shannon-Wiener Diversity Index in a Mixed Ombrophilous Forest. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 41, n. 97, p. 083-093, mar. 2013.

ANDRADE, A. G. de; TAVARES, S. R. L.; COUTINHO, H. L. C. Contribuição da serrapilheira para recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. **Informe Agropecuário**. Belo Horizonte, v. 24, n. 220, p.55-63. 2003.

ANDRADE, D. J. De; SOUZA, A. A. M. De; GOMES, C. Análise temporal da expansão urbana nos municípios do Vale do Paraíba paulista. **Revista Mercator**. Fortaleza, v. 18, p. 1-15. 2019.

ARTS, B.; BUIZER, M. HORLINGS, L.; INGRAM, V.; VAN OOSTEN, C.; OPDAM, P. Abordagens paisagísticas: uma revisão do estado da arte. **Revisão Anual de Meio Ambiente e Recursos**. V. 1, n. 42, p. 439-463. 2017.

AWADE, M.; METZGER, J. P. Importance of connectivity to evaluate the effect of habitat fragmentation for three Atlantic Rainforest Birds. **Austral Ecology**, n. 33, in press. 2008.

BALDWIN, R. F.; FOUCHE, N. Understanding the biodiversity contributions of small protected areas present many challenges. **Land**, v. 7, n. 123, p. 1-12, 2018.

BARBOSA, P.G., CAVALCANTI, A.B., CAMPOS, J.H.B.C, ROCHA, C.M.R.S, SILVA, M.T., OGATA, I.S., COSTA, L.M., JUSTO, A.O, CHAGAS, G.R.S. Uso de geotecnologias integradas a um sistema de Informações Geográficas (SIG) na análise da situação ambiental da região do parque estadual do Jaboatão-PB. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais** [online], v. 10, p. 146-153. 2019. Disponível: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2019.006.0013>. Acesso: 09 dez 2020.

BARLOW, J.; FRANÇA, F.; GARDNER, T. A.; HICKIS, C. C.; LENOX, G. D.; BERENGUER, E.; CASTELLO, L.; ECONOMO, J. F.; GUÉNARD, B.; LEAL, C. G.; ISAAC, V. LEES, A. C.; PARR, C. L.; WILSON, S. K.; YOUNG, P. J.; GRAHAM, A. J. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. **Nature**, v. 559, n. 26, july. 2018.

BENAVENTE, F. A. Aplicação de métricas de ecologia paisagística para análise de padrões de ocupação urbana na Região Metropolitana de Granada. **Anales de Geografía de la Universidad Complutense**, v. 30, n. 2, p. 9-29. 2010.

BENONE, N. L.; MONTAG, L. F. A. Métodos quantitativos para mensurar a diversidade taxonômica em peixes de riacho. **Oecologia Australis**, v. 25, n. 2, p. 398-414, 2021.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 10^a Ed. Editora Ícone: São Paulo, 2017.

BHOLA, N.; KLIMMEK, H.; KINGSTON, N.; BURGESS, N.D.; VAN SOESBERGEN, A.; CORRIGAN, C.; HARRISON, J.; KOK, M.T.J. Perspectives on area-based conservation and its meaning for future biodiversity policy. **Conservation Biology**, 35: 168-178, 2021. <https://doi.org/10.1111/cobi.13509>

BORGES, L. F. R.; SCOLFORO, J. R; OLIVEIRA, A. D.; MELLO, J.M.; ACERBI, F. W. JR.; FREITAS, G. D. Inventário de fragmentos florestais nativos e propostas para seu manejo e o da paisagem. **Revista Cerne**. v. 10, n. 1, p. 22-38. 2004.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Institui o Sistema nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). Diário Oficial da União. Brasília, DF, 18 de julho de 2000. 2000.

BRASIL. **Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006, revoga a Lei n. 4.771, de 15 de setembro de 1965. DOU, Brasília. 2012.

BRASIL **Levantamento de recursos naturais e mapas**, folhas S. 23/24, v. 32, Projeto RadamBrasil: Rio de Janeiro, 1983. 775p.

BRAUN-BLANQUET, J. (1979) - Fitossociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. H. Blume Ediciones. Madrid.

BULLOCK, J. M.; ARONSON, J.; NEWTON, A. C.; PYWELL, R.; REY-BENAYES, J. M. Restoration of ecosystem services and biodiversity: Conflicts and opportunities. **Trends in ecology & evolution**. v. 6, ed. 10, out 2011, p. 541-549.

CALLEGARO, R. M.; ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; ANDRZEJEWSKI, C. INFLUÊNCIA DE FATORES AMBIENTAIS SOBRE ESPÉCIES VEGETAIS EM FLORESTA ESTACIONAL PARA USO POTENCIAL EM RESTAURAÇÃO. **Nativa**. v. 6, n. 1, p. 91-99, 2018. DOI: 10.31413/nativa.v6i1.4728. Disponível em: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/nativa/article/view/4728>. Acesso em: 5 abr. 2024.

CAMARGO, B.; SILVA, M. P. K. L. da; TOSO, L. D. Regeneração natural em área sob domínio de bambú, no sul do Brasil. **Revista de Ciências Agrárias**. v., n. 1, p. 82-92. 2018.

CARIELO, P.; CAMPOS, L.B.; PEREIRA, VTY; HENRIQUES, N.P. Levantamento fitossociológico do fragmento da trilha “capitão do campo” no parque estadual do Aguapeí, estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Desenvolvimento**. v. 12, pág. 29881–29896. 2019. DOI: 10.34117/bjdv5n12-128. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/5295>. Acesso em: 23 mar. 2024.

CARDINALE, B. J.; DUFFY, J. E.; GONÇALVES, A.; HOOPER, D. U.; PERRINGS, C.; VENAIL, P.; NARVANI, A.; MACÉ, G. M.; TILMAN, D.; WARDLE, D. A.; KIZING, A. P.; DIARIAMENTE, G. C.; LOREAL, M.; GRAÇA, J. B.; LARIGAUDERIE, A.; SRIVASTA, D. S.; NAEEM, S.; Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**. V. 486, n. 7401, p. 59-67. 2012.

CASTRO, C. M.; MELLO, E. V. Evolução urbana na cidade de Volta Redonda (RJ). **Cadernos da FaEEL**, v. 1, p. 1-13. 2008.

CHRISTENSEN, A. A., BRANDT, J.; SVENNINGSEN, S. R. **Landscape Ecology**. In: D. Richardson, N. Castree, M. F. Goodchild, A. Kobayashi, W. Liu, & R. A. Marston (Eds.), **The International Encyclopedia of Geography: People, the Earth, Environment, and Technology**. p. 1-10. 2017.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidade filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. **Revista Biota Neotropical**. São Paulo-SP. v. 9, n. 3, 2009. p. 93-103.

CORNELISSEN, J. H. C.; LAVOREL, S.; GARNIEL, E.; DÍAS, S.; BUCHMANN, N.; GURVICH, D. E.; REICH, P. B.; STEEGE, H.; MORGAN, H. D.; VAN DER HEIJDEN, M. G. A.; PAUSAS, J. G.; POORTER, H. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plants functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**. V. 51, n. 4. P. 335-380. 2003.

COSGROVE, D. A geografia está em toda parte: Cultura e simbolismo nas paisagens humanas. In: CORRÊA, Roberto Lobato & ROZENDAHL, Zen. organizadores. **Paisagem, Tempo e Cultura**. Rio de Janeiro: EDUERJ, 1998. 123p. p.92-123

COSTA, R. C. A.; PISSARRA, T. C. T.; CALDAS, A. M.; VALLE JUNIOR, R. F. **Relações entre fragilidade ambiental e vulnerabilidade social na susceptibilidade aos riscos**, 14 (2) 2015. <https://doi.org/10.4215/RM2015.1402.0005>

COSTA, R. N.; DE MELO, R. Um panorama sobre a biologia da conservação e as ameaças à biodiversidade brasileira. **Revista Sapiens**. v. 2, n. 2, p. 50-69. jul-dez. 2020.

COSTA, T. R.; MOURA, C. C.; SILVA, L. S.; FONSECA, D. C. Estrutura e relação vegetação-ambiente de uma floresta Estacional Semidecidual na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço. **Revista Vozes dos Vales**, n. 18, ano IX, p. 1-25. 2020.

COSTA, V. P. P.; HOLANDA, A. C.; COSTA, M. P.; LOPES-NUNES, A. L. S. Estrutura da vegetação como indicador de distúrbio e resiliência em Unidade de Conservação na Mata Atlântica. **Scientia Forestalis**. v. 50, n. 14, p. 1-11. 2022.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S.; HERNANDEZ FILHO, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V. BARBOSA, C. C. F.; **Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2001.

CUNHA, G. de M.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; VELLOSO, A. C. X. Biomassa e estoque de carbono e nutrientes em florestas montanas da mata atlântica na região norte do estado do rio de janeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. 33:1175-1185. 2009.

CURTIS, J. T.; MCINTOSH, R. P. The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. **Ecology, Washington**, v. 31, p. 434-455, 1950.

DALLABRIDA, J. P.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; LARSEN, J. G.; SANTOS, G. N.; LIMA, C. L.; RODRIGUES JÚNIOR, L. C.; MACHADO, F. D.; CRUZ, A. P.; NUNES, A. da S. Expansão da vegetação arbustivo-arbórea em áreas abertas alto-montanas adjacentes a fragmentos florestais, no Planalto Sul Catarinense. **Ciência Florestal**. v. 29, n. 1, p. 130-143. 2019. DOI: 10.5902/1980509825998. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/25998>. Acesso em: 4 abr. 2024.

DAN, M. L.; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. Estrutura da comunidade arbórea de fragmentos de floresta estacional semidecidual na bacia hidrográfica do rio São Domingos, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**. 61(4): 749-766. 2010. <http://rodriguesia.jbrj.gov.br>

DANTAS, M. E.; COELHO NETO, A. L. A denudação antropogênica da paisagem: processos erosivos deposicionais no médio vale do Rio Paraíba do Sul. In: **Geografia histórica do café no vale do Rio Paraíba do Sul**. Rogério Ribeiro de Oliveira e Adi Estela Lazos Rodrigues, organizadores. Rio de Janeiro: Ed. PUC-Rio, 2018. P. 107-126.

DEAN, W. **A ferro e fogo**: a história e a devastação da mata atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras, 1996.

DENSHENG, L.; BATISTELLA, M.; LI, G.; MORAM, E.; HETRIC, S.; FREITAS, C. da C.; DUTRA, L. V.; SNAT'ANA, S. J. S.; Land use/cover classification in the Brazilian Amazon using satellite images. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 12, p. 1185-1208. Set 2012.

DHINGRA, S.; KUMAR, A. A review of remotely sensed satellite image classification. **Integration Journal of Electrical and Computer Engineering**, v. 9, n. 3, p. 1720-1731, 2019.

DIAS, G. F. M.; LIMA, A. M. M.; SANTOS, M. N. S.; BEZERRA, P. E. S. A relação entre as mudanças na paisagem e a vazão da bacia do rio Capim, Pará, Brasil. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.** Belém, PA, v. 14, n. 2, p. 255-270, mai-ago. 2019.

DIMOBE, K.; GOETZE, D.; OUÉDRAOGO, A.; FORKOUR, G.; WAL, K.; POREMBSKI, S.; THIOMBIANO, A. Spatio-temporal dynamics in land use and habitat fragmentation within a protected area dedicated to tourism in a sudaniam Savana of West Africa. **Journal of Landscape Ecology**. v. 10, n. 1, p. 75-95. 2017.

DONHA, A. G.; SOUZA, L. C. P.; SUGAMOSTO, M. L. Determinação da fragilidade ambiental utilizando técnicas de suporte à decisão e SIG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. 10 (1): 175-181, 2006. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662006000100026>.

DREYER, J. B. B.; SCHLICKMANN, T. C.; VIEIRA, F. S.; MORAES, G. C.; HIGUCHI, P.; SILVA, A. C. Estruturação espacial de traços funcionais de espécies arbóreas em função da distância da borda em Floresta Alto-Montana no sul do Brasil. **Revista Ciência Florestal**. Santa Maria. V. 30, n. 3, p. 743-754. jul./set., 2020.

EMBRAPA Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - **Mapa de Solos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Embrapa, 2019. Disponível em: http://geoinfo.cnps.embrapa.br/layers/geomnode%3Asolos_lat_long_wgs84. Acesso em: 22 abr. 2021.

EPIFÂNIO, M.; CARVALHO, P. H. N. de; SOUSA, H. G. de A.; AGUIAR, B. A. C.; SILVA, R. C. da; OLIVEIRA, M. D. de; AZEVEDO, N. A. de; SOUZA, P. B. de. Similaridade florística de quatro áreas de cerrado sensu stricto no estado do Tocantins. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**. v. 9, n. 1, p. 020-027. 2021. DOI: 10.20873/jbb.uft.cemaf.v9n1.epifanio. Disponível em: <https://sistemas.uft.edu.br/periodicos/index.php/JBB/article/view/8140>. Acesso em: 4 abril de 2024.

ERINGERY, J. J.; SINGH, M.; KENT, R. Mapping and assessment of vegetation types in the tropical rainforests of the Western Ghats using multispectral Sentinel-2 and SAR Sentinel-1 satellite imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 216, p. 345-354. 2018.

FAGUNDES, M. G.; QUEIROZ FILHO, A. P. A variação de escala nas metodologias de fragilidade e vulnerabilidade na bacia hidrográfica do rio Jundiaí-SP. **Boletim Goiano de Geografia**. v. 34, n. 3, p. 585-605 2014.

FAPESP Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo. **Boletim de 07/05/2019**. 2019. Disponível em: <http://agencia.fapesp.br/extincao-de-especies-aumenta-em-escala-sem-precedentes-alerta-relatorio-do-ipbes/30430/>. Acesso em: 25 de abril de 2022.

FAVRE-BAC, L.; MONY, C.; BUREL, F.; SEIMANDI-CORDA, G.; ERNOULT, A. Connectivity drives the functional diversity of plant dispersal traits in agricultural landscapes: the example of ditch metacommunities. **Landscape Ecology**, v. 32, p. 2029-2040. 2017.

FBDS – Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável; FGEL/UERJ -Faculdade de Geologia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. **Zoneamento ambiental aplicado ao uso público da ARIE Floresta da Cicuta e entorno**: Relatório 6. Rio de Janeiro: FBDS, 1998.

FELKER, R. M.; ROVEDDER, A. P. M.; STEFANELLO, M. M; HUMMEL, R. B.; PIAIA, B. B.; PIAZZA, E. M. Categorização florística e estrutural de um fragmento florestal na região central do Rio Grande do Sul. **Nativa, Sinop**, v. 6, n. 1, p. 73-78, fev. 2018.

FERNANDES, M.; FERNANDES, M.; ALMEIDA, A.; GONZAGA, M. I. S.; GONÇALVES, F. Ecologia da paisagem de uma bacia hidrográfica dos tabuleiros costeiros do Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24. 2017.

FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. M. Análise espacial da fragmentação florestal da bacia do rio Ubá – RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 4, p. 1429-1439, out./dez. 2017.

FIGUEIREDO, H. P.; CONSTANTINO, M.; BARROS, J. H. S.; COSTA, R. B. Políticas Públicas e fragilidades na gestão de Unidades de Conservação Urbanas no Brasil. **Revista Multitemas**. Campo Grande, MS, v. 22, n. 51, p. 217-234, jan./jun. 2017.

FOLLMANN, F. M.; FIGUEIRÓ, A. S. Mapeamento de unidades da paisagem na Área Especial de Conservação Natural de Santa Maria-RS. **CIMEP-Climatologia e Estudos da Paisagem**. Rio Claro-SP. v. 6, n. 12, p. 44-72. Jan-dez. 2011.

FONSECA, B. M.; RIBAS, R. P.; MOURA, A. C. M. Aplicação dos conceitos e métricas de ecologia da paisagem na gestão da paisagem urbana. **Paisagem e Ambiente: Ensaio**, São Paulo, n. 38, p. 71-85, 2016.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. 1986. **Landscape Ecology**. Wiley & Sons Ed., New York.

FRANÇA, L. C. J.; MORANDI, D. T.; MENEZES, E. S.; MUCIDA, D. P.; DA SILVA, M. D.; LISBOA, G dos S. Ecologia de paisagens aplicada ao ordenamento territorial e gestão florestal: procedimentos metodológicos. **Nativa. Sinop**. V. 7, n. 5, p. 613-620. Set-out. 2019.

FRANCO, J. L. A. O conceito de biodiversidade e a história da biologia da conservação: da preservação da wilderness à conservação da biodiversidade. **História**. São Paulo, v. 32, n. 2, p. 21-48, jul-dez. 2013).

FREITAS, J. R.; MANTOVANI, W. An overview of the applicability and diversity in biological conservation. **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, n. 3, p.517-524. 2018.

FREITAS, W. K.; MAGALHÃES, L. M. S. Métodos e parâmetros para estudo da vegetação com ênfase no extrato arbóreo. **Revista Floresta e Ambiente**. Seropédica-RJ. v.19, n.4, out-dez. 2012. p. 520-540.

FREITAS W. K.; MAGALHAES, L.M.S. Florística, diversidade e distribuição espacial das espécies arbóreas de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual da Serra da Concórdia, RJ. **Floresta**, v. 44, n. 2, p. 259-270, 2014.

FREITAS W. K.; MAGALHÃES, L. M. S.; RESENDE, A. S.; BRASIL, F. C.; VIVÈS, L. R.; PINHEIRO, M. A. S.; LIMA FILHO, P.; LUZ, R. V. Invasion impact of *Artocarpus heterophyllus* Lam. (Moraceae) at the edge of an Atlantic forest fragment in the municipality of Rio de Janeiro, Brazil. **Biosci. J.**, v. 33, n. 2, p. 422-433, 2017

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA (INPE) **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2018-2019**. Relatório Técnico. São Paulo, 2019.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA (INPE) **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2019-2020**. Relatório Técnico. São Paulo, 2020.

GAO, J.; ZOU, C.; ZHANG, K.; XU, M.; WANG, Y. The establishment of Chinese ecological conservation redline and insights into improving international protected areas. **Journal of Environmental Management**, 264: 11050515, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110505>

GELDMANN, J; MANICA, A.; BURGESS, N. D.; BALMFORD, A. A global-level assessment of the effectiveness of protected areas at resisting anthropogenic pressures. **PNAS**, 116(46): 23209-23215, 2019. <https://doi.org/10.1073/pnas.1908221116>

GEOINFO **Mapa de Solos do Estado do Rio de Janeiro**. http://geoinfo.cnps.embrapa.br/layers/geonode%3Asolos_lat_long_wgs84. Acesso: 07 de janeiro de 2022.

GERHARDT, E. J. *et al* Contribuição da análise multivariada na classificação de sítios em povoamentos de Araucaria angustifolia (Bert.) O. Ktze. Baseada nos fatores físicos e morfológicos do solo e no conteúdo de nutrientes da serapilheira. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 2, p. 41-57, 2001.

FELKER, R. M.; ROVEDDER, A. P. M.; LONGHI, S. J.; ARAUJO, E. F.; STEFANELLO, M. de M.; SILVA JÚNIOR, J. C. C. da; PROCKNOW, D.; HUMMEL, R. B.; PIAIA, B. B.; GALVANI, F. M.; GRACIANO-SILVA, T.; CARDOSO-LEITE, E. Is Biotic Integrity of urban forests remnants related with their size and shape? **Cerne**, 26, 09-17. 2020. <https://doi.org/10.1590/01047760202026012674>.

GUILHERME, F. A. G.; FERREIRA, G. L.; NASCIMENTO, N. M. do; ROCHA, J. D. L.; SILVA, G. E.; CARNEIRO, S. E. S. Estrutura e distribuição de espécies arbóreas ao longo de um gradiente edáfico em floresta ciliar no sul goiano. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 32, n. 1, p. 43-56. 2020. DOI: 10.24278/2178-5031.202032104. Disponível em: <https://rif.emnuvens.com.br/revista/article/view/56>. Acesso em: 4 abr. 2024.

GOMES JÚNIOR, G. S. **Paisagem, graça e sentimento do belo**: Winckelmann, Chateaubriand e Girodet **ARS**, São Paulo, v. 12, n. 23, p. 79-101, 2014 Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/ars/article/view/82834>. Acesso em: 11 abr. 2022.

GOMES, R. L. Avaliação da fragilidade ambiental e vulnerabilidade natural à perda de solo da bacia hidrográfica do rio Almada, Bahia. **Boletim Geográfico**, v. 31, n. 3, p. 41-53, 2013.

GONÇALVES, A. L.; CRUZ, V. M. S.; SERRA, A. B. Fragmentação florestal na Região de Integração do Lago de Tucuruí, Pará, Brasil. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 62, p. 1-10, 2019. DOI: <https://doi.org/10.22491/rca.2019.3048>.

GONÇALVES, G. G. G.; DANIEL, O.; COMUNELLO, E.; VITORINO, A. C. T.; ARAI, F. K. Determinação da fragilidade ambiental de Bacias Hidrográficas. **Floresta**, 41(4): 797 - 808, 2011.

GUAPYASSÚ, M. dos SANTOS. HARDT, L. P. A. Avaliação de fragilidade ambiental: uma nova abordagem metodológica para unidades de conservação de uso indireto em áreas urbanas. **Floresta e Ambiente**, v. 5, n. 1, p. 55-67, jan-dez. 1998.

GUARENGUI, M.M.; WALTER, A.; PICOLI, M. C. A. Análise da conectividade funcional em uma pastagem caracterizada pela expansão da cultura canavieira. In: XVIII Seminário Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR). **Anais...** Santos, SP, Brasil. 28 a 31 de março de 2017.

GUSMÃO, A. O. M.; DA SILVA A. R.; MEDEIROS, O. M. A biotecnologia e os avanços da sociedade. **Biodiversidade**. v. 16, n. 1, p. 135-154, 2017.

HIDASI-NETO, J.; BARLOW, J.; CIANCIARUSO, M. V. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure. **Animal Conservation**, v. 15, n. 4, p. 407-415. 2012.

HUTCHINSON, M. F. A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. **Journal of Hydrology**, v. 106, p. 211-232, 1989.

HUTCHINSON, M. F. Calculation of hydrologically sound digital elevation models. Proceedings, Third International Symposium on Spatial Data Handling, Sydney, Columbus: **International Geographical Union**, p. 117-133. 1988.

IBGE Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2^a Ed., Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 271 p. 2012. Disponível em: <http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>. Acesso em: 29 de julho de 2019.

IBGE Manual Técnico de Uso da Terra. 3^a Ed. Rio de Janeiro, RJ: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2013. 170 p. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv81615.pdf>. Acesso em: 05 de julho de 2019.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico da vegetação brasileira: Sistema fitogeográfico; inventário das formações florestais e campestres; técnicas e manejo de coleções botânicas; procedimentos para mapeamentos. 2.ed., n1. Editor IBGE, Rio de Janeiro, 2012. 272 p.: il.

ICMBIO Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - **Plano de Manejo - ARIE Floresta da Cicuta.** Ministério do Meio Ambiente: Volta Redonda. 2018.

INPE Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - **Portal do Monitoramento de Queimadas e Incêndios.** 2014. Disponível em: <http://www.inpe.br/queimadas> Acesso em: 28 de março de 2014.

ISSII, T. M.; PEREIRA SILVA, E. F. L.; PABLO, C. T. L.; DOS SANTOS, R. F.; HARDT, E. Is there an equivalence between measures of landscape structural and functional connectivity for plants in conservation assessments of the Cerrado? **Revista Land.** (9), (459), p. 1-21. 2020.

JOLY, C. A.; SACARANO, F. R.; BUSTAMANTE, M. C.; METZGER, J. P.; SEIXS, C. S.; OMETTO, J. P. **Contribuições para o diálogo intersetorial: A construção do diagnóstico brasileiro sobre biodiversidade e serviços ecossistêmicos.** 21 p. 2017.

JOLY, C. A.; SACARANO, F. R.; BUSTAMANTE, M.; GADA, T.; METZGER, J. P.; SEIXAS, C. S.; OMETTO, J. P.; PIRES, A. P. F.; BOESING, A. L.; SOUSA, F. D. R.; QUINTÃO, J. M.; GONÇALVES, L.; PADGURSCHI, M.; DE AQUINO, M. F. S.; DE CASTRO, P. D.; SANTOS, I. L. Sumário para tomadores de decisão: 1º diagnóstico brasileiro de biodiversidade e serviços ecossistêmicos. **Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos.** 1. ed. Campinas: 2018. 24 p. Disponível em: https://www.bpbes.netbr/wp-content/uploads/2019/01/BPBES_SPM_jan19.pdf. Acesso em: 20 de abril de 2022.

JUVANHOL, R. S.; FIELDER, N. C.; SANTOS, A. R.; PIROVANI, D. B.; LOUZADA, F. L. R. de O.; DIAS, H. M.; TEBALDI, A. L. C. Análise Espacial de Fragmentos Florestais: caso dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, estado do Espírito Santo. **Floresta e Ambiente, Seropédica**, v. 18, n. 4, p. 353-364, 2011.

KANIESKI, M. R.; ARAUJO, A. C. B.; LONGHI, S. J. Quantificação da diversidade em Floresta Ombrófila Mista por meio de diferentes índices alfa. **Scientia Forestalis. Piracicaba**, v. 38, n. 88, p. 567-577, dez. 2010.

KATTGE, J.; DÍAZ, S.; LAVOREL, S.; PRENTICE, I.C.; LEADLEY, P.; BÖNISCH, G.; ARNIER E.; WESTOBY, M.; REICH, P. B. Try a global database of plant traits. **Global Change Biology**. v. 17, p. 2905-2935. 2011.

KENVEL, I. C.; BEKKER, R. M.; BAKKER, J. P.; KLEYER, M. Life-history traits of the northwest European flora: The LEDA Database. **Journal of Vegetation Science**, v. 14, n. 4, p. 611-614. 2003.

KELLER NETO, L. A.; MELO JÚNIOR, J. C. F. de. Influência dos fatores edáficos sobre comunidades vegetais de um continuum manguezal-floresta ombrófila densa na Baía Babitonga, São Francisco do Sul, SC. **Acta Biológica Catarinense**. 8(2):21-33, Abr-Jun. 2021.

KELLING, M. B.; ARAUJO, M. M.; RORATO, D. G. Influence of edaphic attributes on the distribution of tree species in a Riparian Forest in Southern Brazil. **Revista Floresta e Ambiente**. V. 26, n. 4, p. e087914, 2019. <https://doi.org/10.5902/1980509833586>.

KNAPP, S.; DINSMORE, L.; FISSORE, C.; HOBBIE, S. E.; JAKOBSDOTTIR, I.; KATTGE, J.; KING, J.; KLOTZ, S.; MCFADDEN, J.P.; CAVENDER-BARES, J. M. Phylogenetic and functional characteristics of household yard floras and their changes along an urbanization gradient. **Ecology**. 93, p. 83-98. 2012.

KÖPPEN, W. Das geographische system der klimate. In: KOPPES, W., GEIGER, R. (Ed.) **Handbuch der klimatologie**. Berlim: Borntrager, 1936. v. 1 part c.

KRAMER, J. F.; KOZERA, C. Diversidade da comunidade arbustiva e herbácea na borda de um fragmento urbano de Mata Atlântica. **Gaia Scientia**. n.14. p. 117-129. 2020. 10.22478/ufpb.1981-1268.2020v14n1.49740.

KREBS, C. J. **Ecological Methodology**. 2nd ed. Menlo Park, California, USA. 619 p. 1999.

KUBACKA, M. Evaluation of the ecological efficiency of landscape protection in areas of different protection status. A case study from Poland. **Landscape Research**, n. 44, v. 5, p. 628-641. 2019.

LADISLAU, F. F., SILVA, J. C.; MOREIRA, A. P. M.; NASCIMENTO, G. L.; RUCHKYS, U. A. Análise Multicritério aplicada ao mapeamento de risco de incêndio na APA Sul-RMBH. **Caderno de Geografia**, v.31, n.66, p. 667-681.2021.

LANARI, M. O.; COUTINHO, R. Biodiversidade e funcionamento de ecossistemas: Síntese de um paradigm e sua expansão em ambientes marinhos. **Oecologia Australis**. V. 14, n. 4, p. 959-988. 2010.

LAURANCE, W. Hyper-Disturbed Parks: Edge Effects and the Ecology of Isolated rainforest Reserved in Tropical Australia. In: LAURANCE, W.; BIERREGAARD, R. O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. p. 33-44.

LAURENCE, W. F. Edge effects in tropical forest fragments-application of a model for the design of nature-reserves. **Biological Conservation**, v. 2, n. 52, p. 205-219. 1991.

LAURETO, L. M. O.; CIANCIARUSO, M. V.; SAMIA, D. S. M. Functional diversity: an overview of its history and applicability. **Revista Natureza e Conservação**. v. 13, n. 2, 2015. p. 112-116.

LAVOREL, S.; MCINTYRE, S.; LANDSBERG, J.; FORBES, D. Classificações funcionais de plantas: de grupos gerais a grupos específicos com base na resposta à perturbação. **Tendências em Ecologia e Evolução**. n. 12, p. 474-478. 1997.

LEITÃO, A. B.; AHERN, J. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. **Landscape and Urban Planning**, 59(2): 65-93, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00005-1](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00005-1)

LIMA, K. D. R.; CORREIA, M. E. F.; CAMPELLO, E. F. C. Regeneração natural após 13 anos de plantio com espécies arbóreas fixadoras de nitrogênio em Valença, no estado do Rio de Janeiro. **Ciência Florestal**, v. 31, n. 2, p. 830-845, 2021.

LIMA, M. do C.; MENEZES, S. J. M. da C. de; ALMEIDA, F. S. Área de Proteção Ambiental Rainha das Águas do município de Paraíba do Sul (RJ, Brasil): estudo da cobertura florestal, contingências e manejo. **Ciência Florestal**. v. 30, n. 4, p. 1130-1146. 2020. DOI: 10.5902/1980509841980. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/41980>. Acesso em: 4 abr. 2024.

LORENZONI, PASCHOA, L. S.; ABREU, K. M. P.; SILVA, G. F.; DIAS, H. M.; MACHADO, L. A.; SILVA, R. D. Estágio sucessional de uma floresta estacional semidecidual secundária com distintos históricos de uso do solo no Sul do Espírito Santo. **Rodriguésia**. V. 70, p. e02702017. 2019.

LOËTSCH, F.; HALLER, K.E.; ZÖHRER, F. **Forest inventory**. 2. ed. Munich: BLV Verlagsgesellschaft, 1973. v. 2, 469 p.

MAGNUSSON, W. E.; BERGALLO, H. G.; COLLI, G. R.; FERNANDES, W. F.; GUSMÃO, L. F. P.; PILLAR, V. P.; QUEIROZ, H. L. O programa de pesquisa em biodiversidade. In: **Conhecendo a biodiversidade**. PEIXOTO, A. L.; LUZ, J. R. P.; DE BRITO, M. A. organizadores. Brasília. P. 14-31. 2016.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford: Wiley-Blackwell. 2004. p. 162-184.

MANTOVANI, M. A Mata Atlântica como ativo econômico. **Revista Opiniões**, n. 44. Jun-ago. 2016. 48 p. Disponível em: <https://florestal.revistaopinioes.com.br/revista/detalhes/17-mata-atlantica-como-ativo-economico/>. Acesso em: 5 de abril de 2022.

MARINHO, I. V.; NÓBREGA LÚCIO, A. M. F.; HOLANDA, A. C.; FREITAS, C. B. A. Análise comparativa de dois remanescentes arbustivo-arbóreo de Caatinga. **Pesquisa Florestal Brasileira**. v. 39, n. 1, p. 1-10. 2019. DOI: 10.4336/2019.pfb.39e201701518. Disponível em: <https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/1518>. Acesso em: 5 abr. 2024.

MIRANDA, C. do C.; DONATO, A. D.; FIGUEIREDO, P. H. A.; BERNINI, T. A.; ROPPA, C.; TRECE, I. B.; BARROS, L. O. Levantamento fitossociológico como ferramenta para a restauração florestal da Mata Atlântica, no Médio Paraíba do Sul. **Ciência Florestal**. v. 29, n. 4, p. 1601-1613. 2019. DOI: 10.5902/1980509833042. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/33042>. Acesso em: 4 abr. 2024.

MORAES, M. C. P. de; MELLO, K. de; TOPPA, R. H. Análise da paisagem de uma zona de amortecimento como subsídio para o planejamento e gestão de unidades de conservação. **Revista Árvore**, v. 39, n. 1, p. 1-8, jan. 2015.

MUELLER-DOMBOIS, D. (2001). Island Biogeography. University of Hawai'i, Honolulu, HI, USA, volume 3, p. 565-580, Elsevier Inc. DOI: 10.1016 / B978-0-12- 384719-5.00080-0. Disponível em: <https://sci-hub.se/10.1016/B978-0-12-384719- 5.00080-0>. Acesso em: 23/07/2022.

MAXIMIANO, L. A. Considerações sobre o conceito de paisagem. **Revista RA`EGA**, Curitiba, n. 8, p. 83-91, 2004.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS**: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1994. 122 p.

MEDEIROS, A. dos S. PEREIRA, M. G.; BRAZ, D. M. Estrutura e conservação de um trecho de floresta estacional em Piraí, RJ. **Floresta e Ambiente**. Seropédica, v. 23, n. 3, p. 330-339, 2016.

MENEZES, C. E. G.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F.; DOS ANJOS, L. H. C.; PAULA, R. R.; DE SOUZA, M. E. Aporte e decomposição de serapilheira e produção de biomassa radicular em florestas com diferentes estágios sucessionais em Pinheiral, RJ. **Ciência Florestal**. Santa maria. V. 20, n. 3, p. 430-452. Jul-set 2010.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**, Curitiba: Ed UFPR, 2003. P. 423-451.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 12, p. 1-8. 2001.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado das métricas. In: CULLEN, JR. L.; RUDAN, R.; VALADARES-PADUA, C. (Ed). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed UFPR, p. 423-453. 2009.

MILOVANOVIC` A.; MILOVANOVIC` D.; RODIC` M. M. Eighty-year review of the evolution of landscape ecology: from a spatial planning perspective. **Landscape Ecology**, Belgrade, n. 35, p. 2141-2161, 2020.

MINAYO, M. C. S.; GOMES, S. F. D. R. (Org.) **Pesquisa social: teoria, método e criatividade**. Coleção Temas Sociais, 30^a Ed. Petrópolis: Vozes. 2011.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA) **A convicção sobre a diversidade biológica-CDB**. Brasília-DF. 2000. 32 p. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade/convencao-sobre-diversidade-biologica>. Acesso em 17 de abril de 2022.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Mapa de cobertura vegetal nativa da Mata Atlântica, 2002**. Disponível em: <https://bit.ly/39LrAMH>. Acesso em: 23/06/2020.

MIRANDA, C. C.; DE DONATO, A.; FIGUEIREDO, P. H. A.; BERNINI, T. A.; ROPPA, C.; TRECE, I. B.; BARROS, L. O. Levantamento fitossociológico como ferramenta para a restauração florestal da Mata Atlântica, no Médio Paraíba do Sul. **Ciência Florestal**. Santa Maria. v. 29, n. 4, p. 1601-1613, out./dez. 2019.

TURELLI, MICHAEL. Evolution and the latitudinal diversity gradient: speciation, extinction and biogeography. **Ecology Letters**, (2007) 10: 315–331.

MONSORES, D.W.; CAMPOS, F.C.; FEDULLO, L.P.L.; GOUVEIA, M.T.J. **Relato da situação ambiental com vistas à preservação da área da Floresta da Cicuta – II**. Relatório Técnico, 11 p. 1983.

MORAES, M. C. P. de; MELLO, K. de; TOPPA, R. H. Análise da paisagem de uma zona de amortecimento como subsídio para o planejamento e gestão de unidades de conservação. **Revista Árvore**. v. 39, n. 1, p. 1–8, jan. 2015.

MOURA, A. C. M.; FREITAS, C. R. Scalability in the application of geodesign in Brazil: expanding the use of the Brazilian geodesign platform to metropolitan regions in transformative-learning planning. **Sustainability**, 13 (12): 6508, 2021. <https://doi.org/10.3390/su13126508>

MÜLLER, G. O.; OLIVEIRA, L. M. T. Métricas da paisagem na avaliação da efetividade de proteção do Parque Estadual da Costa do Sol, uma unidade de conservação fragmentada no

estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**. V. 15, n. 1, p. 1-18. 2020.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 24, p. 853-858. Fevereiro. 2000.

NASCIMENTO, R. C. M.; GUILHERME, B. C.; ARAUJO, M. C. B.; MAGAROTTO, M.; SILVA-CAVALCANTI, J. S. Uso de indicadores ambientais em áreas costeiras: uma revisão bibliográfica. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 2, n. 1, p. 52-69, 2018.

NAHSSEN, M. H. C.; GERMANO, A. D.; MORALES, M. V.; SOARES, F. S.; SOARES, D. R.; VANDERLEY, É.; VALENTE, R. A. Estrutura, composição florística e integridade biótica de fragmento de Mata Atlântica em sucessão secundária. **Pesquisa, Sociedade e Desenvolvimento**. v. 6, pág. e55611629363. 2022. DOI: 10.33448/rsd-v11i6.29363. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/29363>. Acesso em: 12 mar. 2024.

NOGUEIRA, J. D. L. de; AMARAL, R. F. do. Comparação entre os métodos de interpolação (Krigagem e Topo to Raster) na elaboração da batimetria na área da folha Touros-RN. **XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, p. 4117-4123, 2009.

NORWAY'S INTERNATIONAL CLIMATE AND FORESTS INITIATIVE – NICFI. **Global Monitoring**: Daily Insight. <https://www.planetcom/nicfi/>. Acesso: 07 de janeiro de 2022.

NOSS, R. F.; COOPERRIDER, ALLEN, Y. **Saving Nature's Legacy**: Protecting and Restoring Biodiversity. Washington – D.C./Covelo, California: Island Press/Defenders of Wildlife, 2004.

NUCCI, J. C. Origem e desenvolvimento da ecologia da paisagem. **Revista Eletrônica Geografia**. Curitiba, v. 2, n. 1, p. 77-99, jan-jun. 2007. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/geografar/article/download/7722/5896>. Acesso em: 11 de maio de 2022.

OCDE Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico - **OECD core set of indicators for environmental performance reviews: a synthesis report by the Group on the State of the Environment**. Paris. 1993. 39 p.

OLENA, H.; PETRO, S.; YEVHEM, T. Landscape functional zoning of urban protected areas. **Journal of Environmental Research, Engineering and Management**, v. 76, n. 3, p. 121-136. 2020.

OLIVEIRA, E. **Biodiversidade em pauta: um guia para comunicadores**. O ECO. Abril. 2022. 122 p.

OLIVEIRA, G. S.; ASCIUTTI, G. A. M.; DANTAS-FERREIRA, M. **Mapeamento da fragilidade ambiental do município de Ubatuba-SP**. 2016. Disponível em: <https://fau.ufal.br/evento/pluris2016/files/Tema%201%20%20Ambiente%20e%20Energia/Parcer775.pdf>. Acessado em: 23 de maio de 2023.

OLIVEIRA, L. M.; SOUZA, R. M. de; CORREA, E. R.; SANTOS, A. F.; GONGO, M. Florística e síndrome de dispersão de um fragmento de Cerrado ao sul do estado do Tocantins. **Scientia Agraria Paranaensis**, Marechal Cândido Rondon, v. 17, n. 1, jan-mar, p. 104-111, 2018.

PADILHA, D. G.; TREVISAN, M. L.; CRUZ, J. C. Sensibilidade do modelo de fragilidades ambientais à ponderação multicriterial: aspectos físicos da bacia hidrográfica do Alto Uruguai. **Floresta**, v. 44, n.3, p. 535 - 548, 2014.

PAES DE BARROS, M. Métricas da paisagem como ferramenta de avaliação dos efeitos da urbanização na estrutura da paisagem: o caso de Cuiabá, Brasil. **Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental**. Florianópolis, v. 7, n. 4, p. 411-432, out-dez. 2018.

PEIXOTO, A. L.; LUZ, J. R. P.; BRITO, M. A. de. Organizadores. **Conhecendo a biodiversidade**. MCTIC/CNPq. Brasília. 2016. 196 p.

PEREIRA COSTA, I. C. N. Abordagem metodológica ecologia da paisagem: origem, enfoque e técnicas de análise. **Boletim de Geografia**, v. 38, n. 1, p. 91-105, 29 set 2020.

PEREIRA, J. L. G.; BATISTA, G. T.; THALÊS, M. C.; ROBERTS, D. A.; VENTURIERI, A. Métricas da paisagem na caracterização da evolução da ocupação da Amazônia. **Revista Geografia**. Rio Claro. v. 26, n. 1. P. 59-90. Abr. 2001.

PEREIRA, P. M.; COSTA, F. W. D.; GARCÊS JÚNIOR, A. R. Geoprocessamento aplicado na análise da fragilidade ambiental do município de brejo, Maranhão. **Revista Ecuador**, v. 8, n. 2, pp. 521-539. 2019. www.ojs.ufpi.br/index.php/ecuador.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional Diversity (FD), species richness, and community composition. **Ecol. Lett.** 5 (3): 402-411. 2002.

PIANKA, E. R. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. **American Naturalist**, 33-46. 1996.

PIMENTEL, E. N. B.; PAULA, M. T. de; VIANA, J. H. Florística, fitossociologia, estimativa de biomassa e sequestro de carbono em uma floresta de terra firme no Parque Ecológico de Gunma, Santa Bárbara, Pará, Brasil. **Scientia Plena**. v. 20, n. 2, p. 1-14. 2024.

PINTO, D. M. M.; SILVA, F. A. dos S.; DINIZ, S. F. A Fitogeografia e a Fitossociologia enquanto subcampos da Geografia Física. **Geopauta**. v. 6, p. e11160. 2023. DOI: 10.22481/rg.v6.e2022.e11160. Disponível em: <https://periodicos2.uesb.br/index.php/geo/article/view/11160>. Acesso em: 29 mar. 2024.

PRADO, P. I.; LEWINSOHN, T. M.; CARMO, R. L. do.; HOGAN, D. J. Ordenação multivariada na ecologia e seu uso em ciências ambientais. **Ambiente & Sociedade**. Ano V, n.10. 2002.

PIOVESAN, J. C.; HATAYA, R.; PINTO-LEITE, C. M.; RIGUEIRA, D. M. G.; NETO, E. M. Processos ecológicos e a escala da paisagem como diretrizes para projetos de restauração ecológica. **Revista Catiru**. V. 1, n. 1, p. 57-72. 2013.

PIROVANI, D. B.; DA SILVA, A. G.; DOS SANTOS, A. R.; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V. Análise espacial de fragmentos florestais na bacia do rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.38, n.2, p.271-281, 2014.

PIVELLO, V.R.; J.P. METZGER. Diagnóstico da pesquisa em Ecologia de Paisagens no Brasil (2000-2005). **Biota Neotropica**. v. 7, n. 3, p. 22-29, Set-Dez 2007.

POJAR, J.; DIAZ, N.; STEVENTON, D.; APOSTOL, D.; MELLEN, K. Biodiversity planning and forest management at the landscape scale. In: HUFF, M. H.; NORRIS, L. K.; NYBERG, J. B.; WILKIN, N. L. (Coords.). **Expanding horizons of forest ecosystem management**. Proceedings of the third “Habitat Futures Workshop”. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR. pp. 55-70. 1994.

REMPEL, R. S.; KAUKINEN, D.; CARR, A. P. Patch Analyst e Patch Grid. Ministério de Recursos Naturais de Ontário, Centro de Pesquisa do Ecossistema Florestal do Norte, Thunder Bay, Ontário. 2012.

REZENDE, R. A.; PRADO FILHO, J. F.; SOBREIRA, F. G.; SANTOS, T. F. Dinâmica da cobertura do solo no extremo sul da Serra do Espinhaço: Métricas da paisagem e a conectividade entre áreas protegidas. **Revista Geografia**, Rio Claro, v. 35, n. 3, p. 683-699, set/dez. 2010.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1.144-1.156, 2009.

RIO DE JANEIRO Governo do Estado do Rio de Janeiro. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Projetos Especiais. Fundação Instituto Estadual de Florestas. Diretoria de Conservação da Natureza. **Plano de Manejo Floresta da Cicuta**. Rio de Janeiro: DCN, 1992. 19 p.

RIZZINI, C. T. **Tratado de Fitogeografia do Brasil**. Rio de Janeiro: Editora Âmbito Cultural. 1997.

RODRIGUES, J. M.; MONTEIRO, G. N.; SOUZA, J. O. P. Análise de fragilidade ambiental na bacia da barragem Camará, Areia-PB. **Revista de Geografia**, Recife, v. 35, n. 4, p. 231-241. 2018. <http://www.revista.ufpe.br/revistageografia>.

RODRIGUES, J. M. M.; SILVA, E. V.; A classificação das paisagens a partir de uma visão geosistêmica. **Mercator**. Ceará, ano 1, n. 1, p. 95-112. Jan-jun. 2002.

RODRIGUES, L. A.; DE CARVALHO, D. A.; OLIVEIRA FILHO, A. T. de; CURI, N. Efeitos da topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional semideciduosa em Luminárias, MG. **Revista Árvore**. Viçosa-MG. v.31, n.1, jan-fev. 2007. p. 25-35.

RODRIGUES, C. F.A.; RUSCHEL, A. R.; MENDES, F. S.; CARNEIRO, F. S.; SANTOS J.C.; SOUSA, M. A. R. Fitossociologia e análise temporal do fragmento florestal urbano Capoeira do Black, Belém, Pará. **Research, Society and Development**. 10(2): 1-34. 2021. doi: 10.33448/rsd-v10i2.12301

RONI, F. G.; PEREIRA, M. G. P.; MENEZES, C. E. G.; DOS ANJOS, L. H. C.; CORREIA, M. E. F. Atributos químicos e físicos do solo sob pastagem e estádios sucessionais de floresta estacional. **Revista de la Facultad de Agronomia, La Plata**, v. 113, n. 1, p. 47-56. 2014. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/42050>

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, 8: 24 - 30, 1994.

RORATO, G.; ARAÚJO, D. M.; TABALDI, M. A.; TONETTO, L. da S.; MOREIRA ROVEDDER, A. P.; A. F. DUTRA. Influência dos fatores ambientais no componente arbóreo de fragmentos florestais em São Francisco de Paula - Rio Grande do Sul. **Cerne**. 21(4), 561-567. 2015. ISSN: 0104-7760. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=74444232006>. Acesso em: 4 de Abril de 2024.

SAITO, N. S.; MOREIRA, M. A.; DOS SANTOS, A. R.; EUGENIO, F. C.; FIGUEIREDO, A. C. Geotecnologia e ecologia da paisagem no monitoramento da fragmentação florestal. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 201-210, 2016.

SANTOS, A. A. dos; MACHADO, M. M. M. Análise da fragmentação da paisagem no Parque Nacional da Serra da Canastra e de sua Zona de Amortecimento, MG. **RAEGA-O espaço geográfico em análise**. V. 33, p. 75-93, jun. 2015.

SANTOS, C. R.; ROCHA, P. C. Análise da fragmentação da paisagem na região extremo oeste paulista. **Geosul**, Florianópolis, v. 35, n. 75, p. 325-349, mai/ago. 2020.

SANTOS, J. F. C.; MENDONÇA, B. A. F.; ARAUJO, E. J. G.; ANDRADE, C. F. Fragmentação florestal na Mata Atlântica: o caso do município de Paraíba do Sul, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**. Porto Alegre, v. 15, n. 3, p. 151-158, jul-set 2017.

SANTOS, H. G.; CARVALHO JÚNIOR, W.; DART, R. O.; AGLIO, M. L. D.; SOUSA, J. S.; SOUSA, J. S.; PARES, J. G.; FONTANA, A.; MARTINS, A. L. S.; OLIVEIRA, A. P. **O novo Mapa de Solos do Brasil: Legenda Atualizada**. Rio de Janeiro: EMBRAPA/SOLOS. 2011. 67 p.

SANTOS, L. A. N.; NASCIMENTO, P. S. R.; BARROS, G. V. P. Processamento analítico hierárquico no mapeamento da fragilidade ambiental à erosão do solo. **Revista brasileira de Geomática**, v. 8, n. 4, p. 275-298, 2020. <https://doi.org/10.3895/rebgeo.v8n4.12635>

SANTOS, M. **A Natureza do Espaço**. São Paulo: Editora USP. 2002.

SANTOS, R. D.; LEMOS, R. C.; SANTOS, H. G.; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C.; SHIMIZU, S. H. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 6^a ed. rev. ampl. – Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013. 100 p.

SANTOS, R. M.; VIEIRA, F. A.; FAGUNDES, M.; NUNES, Y. R. F.; GUSMÃO, E. Riqueza e similaridade florística de oito remanescentes florestais no norte de Minas Gerais, Brasil. **R. Árvore**. Viçosa-MG, v.31, n.1, p.135-144. 2007.

SÃO PAULO (Sistema Ambiental Paulista - Ambiente-SP). Proposta de Criação da Área de Proteção Ambiental Barreiro Rico/Área de Proteção Ambiental Tanquã-Rio Piracicaba: **Relatório Técnico**. São Paulo. 2018. 243 p.

SARKAR, S. Defining “Biodiversity”, Assessing Biodiversity. **The Monist**, v. 85, n. 1, 2002, p. 131-155.

SAURA, S., ESTREGUIL, C.; MOUTON, C.; RODRÍGUEZ-FREIRE, M. Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990–2000). **Ecological Indicators**. V. 1, n. 2, p. 407-416. 2011.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**. v. 83, n. 2, p. 91-103. 2007.

SAWCZUKI, A. R.; FIGUEIREDO-FILHO, A.; DIAS, A. N.; STEPKA, T. F.; VITALE, V. Análise da estrutura de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista na Região Sul do estado do Paraná. In: XIX Seminário de Pesquisa e XV Semana de Iniciação Científica. **Anais...** UNICENTRO. Irati. 2008.

SCORIZA, R. N.; PEREIRA, M. G.; PEREIRA, G. H. A.; MACHADO, D.L.; DA SILVA, E. M. R. Métodos para coleta e análise da serapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Revista Floresta e Ambiente**. Seropédica-RJ. v. 2, n. 2. 2012. p. 1-18.

SERAFIM, A. R. B. F. N. **Modelação da paisagem no concelho de Extremoz**. 2014. 171 f. Dissertação (Mestrado). Pós-graduação em Sistemas de Informação Geográfica e Modelação Territorial Aplicados ao Ordenamento, Universidade de Lisboa. Lisboa, 2014.

SIBBR. **Sistema Brasileiro de Informação Sobre a Biodiversidade. ATLAS**. Disponível em: http://sibbr.gov.br/?lang=pt_BR. Acesso em: 20 de abril de 2022.

SILVA, A. A. da. A gestão da ARIE Floresta da Cicuta (Volta Redonda-Barra Mansa, RJ): um estudo sobre os interesses, as estratégias e as lógicas empresariais para o Meio Ambiente. **Revista Continentes**, ano 8, n. 15, p. 56-87. 2019.

SILVA, D. D. P.; SCHWINGEL, P. R. Spatial-temporal variation in land use in a coastal watershed under pressure of population growth. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 36, n. 3, p. 389-399, mai-jun. 2021.

SILVA, J. M. C.; CASTELETI, C. H. M. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In: **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. GALINDO-LEAL, C.; CAMARA, I. G. editores. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte: Conservação Internacional. p. 43-59. 2005.

SOARES, C. B. R.; MARTINS, A. P. Análise empírica da fragilidade ambiental na microrregião Rio Vermelho-GO. **Geosul**, Florianópolis, v. 36, n. 80, p.68-94, set/dez. 2021. <https://doi.org/10.5007/2177-5230.2021.e74266>.

SODRÉ, F. F. Química dos solos: uma introdução. **Artigos Técnicos AQQUA, Brasília**, v. 1, p. 17-29. 2012.

SOLÓZANO, A.; SILVA SALES, G. P. Geografia, história e ecologia: bases fundamentais para investigar a transformação da paisagem do Vale do Paraíba. In: OLIVEIRA, R. R.; RODRIGUES, A. E. L. (Orgs) **Geografia histórica do café no vale do Rio Paraíba do Sul**. Rio de Janeiro: Ed. PUC-Rio, 2018. P. 16-36.

SOUZA, C. G.; ZANELLA, L.; BOREM, R. A. T.; CARVALHO, L. M. T.; ALVES, H. M. R.; VOLPATO, M. M. L. Análise da fragmentação florestal da área de Proteção Ambiental Coqueiral, Coqueiral-MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 3, p. 631-644, Jul-Set, 2014.

SOUZA, G. R. de; PEIXOTO, A. L.; FARIA, M. B.; ZAÚ, A. S. Composição florística e aspectos estruturais do estrato arbustivo-arbóreo de um trecho de Floresta Atlântica no Médio Vale do Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. **Sitientibus Série Ciências Biológicas**, v. 7, n. 4, p. 398-409, out.-dez. 2007. disponível em:https://www.academia.edu/1477787/Composi%7C3%A3o_flor%C3%ADstica_Forest_a_da_Cicuta. Acesso em 15 de setembro de 2019.

SOUZA, F. S. Composição, estrutura e diversidade florística de fragmentos de Florestas Estacionais em. Dissertação – Programa de Pós Graduação em Tecnologia Ambiental reserva legal, Resende, RJ. 45f - PGTA, Universidade Federal Fluminense, 2017.

SOUZA, M. R.; FERREIRA, M. B.; SOUSA, G. G.; ALVES, A. R.; HOLANDA, A. C. Caracterização florística e fitossociológica do componente lenhoso de um fragmento florestal de caatinga em Serra do Mel, Rio Grande do Norte, Brasil. **Nativa**. Mai;8(3):329-35. 2020. doi: 10.31413/nativa.v8i3.913

SANTOS, R. M.; VIEIRA, F. A.; FAGUNDES, M.; NUNES, Y. R. F.; GUSMÃO, E. Riqueza e similaridade florística de oito remanescentes florestais no norte de Minas Gerais, Brasil. **R. Árvore**. Viçosa-MG, v.31, n.1, p.135-144. 2007.

SPÖRL, C.; ROSS, J. L. S. Análise comparativa da fragilidade ambiental com aplicação de três modelos. **GEOUSP Espaço e Tempo (Online)**, v. 8, n. 1, p. 39-49, 2004. <https://doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2004.123868>.

STATUTO, D.; CILLIS, G.; PICUNO, P. GIS-based analysis of temporal evolution of rural landscape: A case study in Southern Italy. **Natural Resources Research**. N. 28, p. 61-75. 2019.

STEPHENSON, P. J. Technological advances in biodiversity monitoring: Applicability, opportunities and challenges. **Current opinion in environmental sustainability**, n. 45, p.1-6, 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.6, p. 3060-3077. 2020.

TILMAN, D. Functional diversity. **Encyclopedia of Biodiversity**. V. 3, p. 109-120. 2001.

TILMAN, D.; DOWNING, J. A. Biodiversity and stability in grasslands. **Nature**, v. 367, n. 6461, p. 363-365, 1994.

TILMAN, D.; ISBELL, F.; COWLES, J. Biodiversity and ecosystem functioning. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**. v. 41, n. 1, p. 471-493. 2014.

TNC The Nature Conservancy (Brasil) **Relatório Anual 2019**. 21 p. 2019. Disponível em:<https://www.tnc.org.br/content/dam/tnc/nature/en/documents/brasil/tncrelatorioanual2019.pdf>. Acessado 23 de junho de 2020.

TRICART, J. **Ecodinâmica**. Rio de Janeiro: SUPREN/IBGE, 1977.

TUAN, Y. **Espaço e lugar: a perspectiva da experiência**. São Paulo: Difel, 1983.

UMEDA, C. Y. L.; DOS SANTOS, T. H. L.; LASTORIA, G.; OLIVEIRA, A. P. G.; COUTINHO, H. L. C.; FILHO, A. C. P. Uso de sensoriamento remoto na identificação de corredores ecológicos: estudo de caso da Bacia Hidrográfica do Rio Formoso, Bonito, MS. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 4, p. 551-557, out/dez. 2015.

VASCONCELLOS, A. **Qualidade do solo sob diferentes formas de uso em áreas de zona de amortecimento da ARIE Floresta da Cicuta**. 2019. 71 p. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal Fluminense.

VIDOLIN, G. P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com araucária, Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.35, n.3, p.515-525. 2011.

VILLÉGER, S.; MIRANDA, J. R.; HERNÁNDEZ, D. F.; MOUILLOT, D. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological Application**, v. 20, n. 6, p. 1512-22. 2010.

VITTE, Antônio Carlos. Da sensibilidade à representação da paisagem: considerações sobre a estética da natureza como um recurso para a sensibilização ambiental. **RAÉGA**, Curitiba, n. 20, p. 7-17, 2010.

WANG, Z.; ZHAO, H.; ZHAO, C. Temporal and spatial evolution characteristics of land use and landscape pattern in Kei Wetland areas of the West Liao river basin, Northeast China. **Journal of Environmental Engineering and Landscape Management**, v. 30, n. 1, p. 195-2015, 2022.

WILLS, J.; HERBOHN, J.; WELLS, J.; MORENO, M. O. M.; FERRAREN, A.; FIRN, J. Next generation tropical forests: reforestation type affects recruitment of species and functional diversity in a human dominated landscape. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 3, p. 772-783. 2016.

WHITMORE, T.C. Forest dynamics and questions of scala. In: HADLEY, M. (ed.). Rain Forest Regeneration and Management. Paris: Int. Union of Biol. Sci., 1988.

XUN, B.; YU, D. WANG, X. Prioritizing habitat conservation outside protected areas in rapidly urbanizing landscapes: a patch network approach. **Landscape and Urban Planing**, v. 157, p. 532-541. 2017.

YU, H.; LIU, X.; KONG, B.; LI, R.; WANG, G. Landscape ecology development supported by geospatial technologies: A review. **Ecological Informatics**, v. 51, p. 185-192, may. 2019.
<http://www.dgi.inpe.br/documentacao/satelite/landsat>

ZAPATER, T. C. V. Política Nacional da Biodiversidade. TOMO. Direitos difusos e coletivos. **Enciclopédia Jurídica**. Ed. 1, jul. 2020. Disponível em: <http://www.enciclopédiajurídica.pucsp.br/verbete/331/edicao-1/politica-nacional-da-biodiversidade>. Acesso em: 23 de abril de 2022.

8 APÊNDICE

Tabela 16. Matriz de correlação das cargas das variáveis em relação aos componentes principais 1 a 8 (PAST Statistics).

CARGA Variaáveis	COMPONENTES							
	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5	PC 6	PC 7	PC 8
SB	-0,293	-0,271	0,271	0,146	0,207	0,516	-0,050	-0,064
Al	0,644	0,464	0,314	-0,131	0,253	0,318	-0,228	-0,114
Mg	-0,264	-0,237	0,249	0,204	-0,022	0,264	-0,443	-0,153
COT	0,018	0,040	0,090	0,115	0,089	0,240	0,092	0,520
Arg,	-0,011	0,023	-0,102	-0,069	-0,057	0,411	0,024	0,431
COT/Arg,	0,026	0,017	0,192	0,174	0,104	-0,159	0,156	0,165
Serrap,	-0,245	0,252	-0,293	0,249	0,794	-0,032	0,169	-0,116
G	0,014	0,164	0,060	0,284	-0,276	0,312	0,521	-0,418
H/D	-0,026	0,022	-0,108	-0,063	0,011	0,133	0,271	0,376
Pi/Npi	0,314	-0,582	0,430	-0,083	0,304	-0,190	0,372	0,022
ZO/NZ	0,501	-0,314	-0,431	0,645	-0,0496	0,0500	-0,156	0,027
DA	-0,104	0,208	0,367	0,384	0,0346	-0,382	-0,303	0,185
DoA	-0,069	0,271	0,316	0,377	-0,244	-0,078	0,291	0,055
H'	-0,015	0,069	0,015	0,093	-0,077	-0,033	-0,029	0,325

Tabela 17. Número de indivíduos por espécies e famílias dos fragmentos de diferentes tamanhos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta.

Família	Nome científico	Nº ind.	%
Achariaceae	<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A Gray	2	0,19
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	3	0,28
	<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandwich	15	
Annonaceae	<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	4	
	<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	52	
		71	6,57
	<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	3	
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	1	
		4	
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	3	0,28
	<i>Astrocarium aculeatissimum</i> (Schott) Burret	10	
Arecaceae	<i>Attalea dubia</i> (Mart.) Burret	1	
		11	1,02
	<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	2	
	<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	1	
Bignoniaceae	<i>Handroanthus sp.</i>	1	
	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	1	
	<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	35	
		40	3,70

Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	1	0,09
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl) March.	1	0,09
Cannabaceae	<i>Trema micranthum</i> (L.) Blume	2	0,19
Celastraceae	<i>Monteverdia cf. ardisiifolia</i> (Reissek) Biral	3	0,28
Chrysobalanaceae	<i>Licania kunthiana</i> Hook f.	1	0,09
Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i> L.	2	0,19
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea garckeana</i> K Schum	1	0,09
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum pulchrum</i> A.St.-Hil.	50	4,63
	<i>Actinostemon klotzschii</i> (Didr.) Pax	1	
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	2	
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	9	
	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	2	
		14	1,30
	<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	12	
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	1	
	<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.	1	
	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	12	
	<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	1	
	<i>Clitoria fairchildiana</i> R. A. Howard	3	
	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	7	
	<i>Dalbergia</i> sp.	1	
	<i>Dalbergia villosa</i> (Benth) Benth	2	
	<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	7	
	<i>Inga cf. cylindrica</i> (Vell.) Mart.	1	
Fabaceae	<i>Inga schinifolia</i> Benth.	1	
	<i>Lonchocarpus</i> sp.	2	
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	9	
	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	5	
	<i>Machaerium ovalifolium</i> Glaz. ex Rudd	4	
	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	1	
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	98	
	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	7	
	<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (Vell.) Brenan	42	
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	2	
	<i>Senna silvestris</i> (Vell.) H.S.Irwin & Barneby	3	
	<i>Zollernia glabra</i> (Spreng.) Yakovlev	3	
		225	20,83
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq) Moldenke	22	2,04
	<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart) Mez.	12	
	<i>Cryptocaria</i> sp.	2	
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	2	
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	5	
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	1	
Lauraceae	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	4	
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	3	
	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Sw.) Griseb.	5	
	<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	6	
	<i>Ocotea</i> sp 1	11	
	<i>Ocotea</i> sp 2	6	
		57	5,28
Lecythidaceae	<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	1	

	<i>Cariniana estrellensis (Raddi) Kuntze</i>	2	
		3	0,28
	<i>Bombacopsis glabra (Pasq.) A. Robins</i>	2	
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa (A. St.- Hil.) Ravenna</i>	3	
	<i>Luehea grandiflora Mart.</i>	20	
		25	2,31
	<i>Miconia cinnamomifolia (DC.) Naudin</i>	11	
	<i>Miconia lepidota DC.</i>	19	
Melastomataceae	<i>Miconia prasina (Sw.) DC.</i>	7	
	<i>Miconia sp.</i>	3	
		40	3,70
	<i>Guarea guidonia (L.) Sleumer</i>	44	
Meliaceae	<i>Trichilia hirta L.</i>	2	
	<i>Trichilia lepidota subsp. schumanniana (Harms) T.D. Penn.</i>	4	
		50	4,63
	<i>Brosimum glaziovii Taub.</i>	2	
	<i>Brosimum guianense (Aubl.) Huber</i>	12	
Moraceae	<i>Ficus adhatodifolia Schott in Spreng.</i>	1	
	<i>Maclura tinctoria (L.) D. Dom ex Steud</i>	3	
	<i>Sorocea bonplandii (Baill.) W.C.Burger et al.</i>	8	
	<i>Sorocea guilleminiana A St-Hil</i>	7	
		33	3,06
Morta	Morta	11	1,02
	<i>Eugenia brasiliensis Lam.</i>	4	
	<i>Eugenia candolleana DC.</i>	5	
	<i>Eugenia excelsa O.Berg</i>	1	
	<i>Eugenia florida DC.</i>	1	
Myrtaceae	<i>Eugenia pubescens (Kunth) DC</i>	1	
	<i>Eugenia sp. 1</i>	2	
	<i>Eugenia uniflora L</i>	14	
	<i>Myrcia splendens (Sw.) DC.</i>	30	
	<i>Myrciaria floribunda (H. West ex Willd.) O.Berg</i>	1	
	<i>Syzygium aqueum (Burm. F.) Alston</i>	1	
		60	5,56
	<i>Guapira opposita (Vell.) Reitz</i>	20	
Nyctaginaceae	<i>Neea sp</i>	5	
		25	2,31
	<i>Pera glabrata (Schott) Baill.</i>	2	
Peraceae	<i>Pera heterantha (Schrank) I.M.Johnst.</i>	1	
		3	0,28
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia (Spreng.) Harms</i>	1	0,09
Polygonaceae	<i>Coccoloba alnifolia Casar.</i>	1	0,09
	<i>Myrsine guianensis (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.</i>	2	
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.</i>	1	
		3	0,28
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpus Reissek</i>	12	1,11
	<i>Alseis floribunda Schott.</i>	3	
Rubiaceae	<i>Alseis involuta K.Schum.</i>	8	
	<i>Amaioua intermedia Mart. ex Schult. & Schult.f.</i>	7	

	<i>Bathysa australis (A.St.-Hil.) K.Schum.</i>	2
	<i>Bathysa bathysoides (Steyem) Delprete</i>	1
	<i>Bathysa stipulata (Vell.) C.Presl</i>	4
	<i>Guettarda viburnoides Cham. & Schltl.</i>	4
	<i>Posoqueria latifolia (Rudge) Schultt</i>	1
	<i>Posoqueria acutifolia Mart.</i>	3
	<i>Simira alba (Mart.) Delprete, Margalho & Groppo</i>	1
		34
		3,15
	<i>Zanthoxylum rhoifolium Lam.</i>	5
Rutaceae	<i>Neoraputia alba</i>	1
		6
		0,56
	<i>Banara brasiliensis (Schott) Benth.</i>	1
Salicaceae	<i>Casearia decandra Jacq.</i>	1
	<i>Casearia sp</i>	1
	<i>Casearia sylvestris Sw.</i>	8
		11
		1,02
	<i>Allophylus aff. edulis (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.</i>	24
	<i>Allophylus racemosus Vell.</i>	5
	<i>Cupania oblongifolia Mart.</i>	52
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis Cambess.</i>	9
	<i>Matayba elaeagnoides Radlk.</i>	12
	<i>Matayba juglandiflora (Cambess) Radlk</i>	3
	<i>Matayba sp</i>	2
		107
		9,91
	<i>Chrysophyllum lucentifolium Cronquist</i>	1
Sapotaceae	<i>Ecclinusa ramiflora Mart.</i>	4
	<i>Pouteria caimito (Ruiz & Pav.) Radlk.</i>	2
		7
		0,65
Simaroubaceae	<i>Simaroubaceae 1</i>	1
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis Aubl.</i>	35
		3,24
	<i>Solanum pseudoquina A. St-Hil</i>	1
Solanaceae	<i>Solanum concinnum Schott ex Sendtn.</i>	1
	<i>Solanum leucodendron Sendtn.</i>	1
		3
		0,28
	<i>Cecropia glaziovii Snethl.</i>	2
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya Trécul</i>	12
	<i>Coussapoa microcarpa (Schott) Rizzini</i>	1
		15
		1,39
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata (Ruiz & Pav.) Juss.</i>	1
		0,09
Falhas		67
Mortas		12
Indeterminadas		1
Total		1080
		99,63

Tabela 18. Número de indivíduos por espécies e fragmentos de diferentes tamanhos no entorno da ARIE Floresta da Cicuta, RJ, Brasil. Verde: Fragmentos pequenos; Laranja: Fragmentos médios; Azul: Fragmentos grandes; GE: Grupos ecológico; SD: Síndrome de dispersão; PI: Pioneira; NP: Não pioneira; Z: Zoocórica; NA: Anemocórica; AU: Autocórica; NI: Espécie não identificada.

Espécie	Fragmento										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	GE	SD
<i>Actinostemon klotzschii</i> (Didr.) Pax						1				NI	NI
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq) Moldenke	1	2	1	4						PI	Z
<i>Albizia polyccephala</i> (Benth.) Killip ex Record		8	1		2				1	NP	AN
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.		1							1	PI	ZO
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	7	12	2			2				NP	ZO
<i>Allophylus racemosus</i> Vell.			5							NI	NI
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.		1								PI	AN
<i>Alseis floribunda</i> Schott				1				2		NP	AN
<i>Alseis involuta</i> K.Schum.				8						NP	AU
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.				4		1			1	NP	ZO
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan		1								PI	AN
<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandwich				12						NP	ZO
<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.			1							NP	ZO
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez.				8						NP	ZO
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi		1			2		1			PI	ZO
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.			2		1		2	6	1	NP	AU
<i>Astrocarium aculeatissimum</i> (Schott) Burret	2		3	5						NI	NI
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.			1		1					NP	AN
<i>Attalea dubia</i> (Mart.) Burret				1						NP	ZO
<i>Banara brasiliensis</i> (Schott) Benth.		1								NI	NI
<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.							2			NP	AN
<i>Bathysa bathysoides</i> (Steyem) Delprete				1						NI	NI
<i>Bathysa cuspidata</i>				1						NP	AN
<i>Bathysa stipulata</i> (Vell.) C.Presl							4			NP	AN
<i>Bombacopsis glabra</i> (Pasq.) A. Robins									2	NI	NI
<i>Brosimum glaziovii</i> Taub.		2								NP	ZO
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber		1	3	1	2	3	2			NP	ZO
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze							2			NP	AN
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze							1			NP	AN
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A Gray								1		NI	NI
<i>Casearia decandra</i> Jacq.							1			PI	ZO
<i>Casearia sp</i>						1				NI	NI
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.		1		1		2	2			PI	ZO
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.								1		PI	ZO
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.					1		1			PI	ZO

<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	1		1	5	3	2	PI	ZO
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.- Hil.) Ravenna	3						PI	AN
<i>Chrysophyllum cf. lucentifolium</i> Cronquist			1				NI	NI
<i>Clitoria fairchildiana</i> R. A. Howard	3						NI	AU
<i>Coccoloba alnifolia</i> Casar.				1			NI	NI
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.				1			PI	ZO
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini				1			NP	ZO O
<i>Croton floribundus</i> Spreng.							PI	ZO
<i>Cryptocaria</i> sp.		1			3	3	NI	NI
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	3		4	1	5	6	8	19
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	1		3		4			NP ZO
<i>Curatella americana</i> L.		2						NI NI
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	1		1				PI	AN
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.						2	5	NP AN
<i>Dalbergia</i> sp.		1						NI NI
<i>Dalbergia villosa</i> (Benth) Benth					2			NP ZO
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.			1			3		NP ZO
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.				1		1		NP ZO
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	1	3	2				1	PI AU
<i>Erythroxylum pulchrum</i> A.St.-Hil.	9	13	18		7		1	NP ZO
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.					4			PI ZO
<i>Eugenia cf. candolleana</i> DC.		4						NP ZO
<i>Eugenia cf. pubescens</i> (Kunth) DC		1						NI NI
<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg						1		NP ZO
<i>Eugenia florida</i> DC.					1			PI ZO
<i>Eugenia</i> sp.		1						NI NI
<i>Eugenia</i> sp. 1		1				1		NI NI
<i>Eugenia uniflora</i> L	10	4						NP ZO
<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott in Spreng.						1		NP ZO
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms					1			NP AN
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz		2		3	12	1	2	PI ZO
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	13	13	16		1		1	NP ZO
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltld.			2	1		1		PI ZO
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>			1					PI AN
<i>Handroanthus</i> sp.			1					NI NI
<i>Inga cf. cylindrica</i> (Vell.) Mart.							1	NP ZO
<i>Inga schinifolia</i> Benth.					1			NI NI
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.				1				PI AN
<i>Licania kunthiana</i> Hook f.			1					PI ZO
<i>Lonchocarpus</i> sp.			1					NI NI
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.				8		3	4	PI AN
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	7	1		1				PI AN

<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.									NP	AN	
<i>Machaerium ovalifolium</i> Glaz. ex Rudd		3					3	2	NI	NI	
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Dom ex Steud	1		1				1		PI	ZO	
<i>Matayba juglandiflora</i>				2					PI	ZO	
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.			11		1				NI	NI	
<i>Matayba</i> sp	2								NI	NI	
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin			2			1	7	1	PI	ZO	
<i>Miconia lepidota</i> DC.		14					2	3	PI	ZO	
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.						1	6		PI	ZO	
<i>Miconia</i> sp.					3				NI	NI	
<i>Monteverdia cf. ardisiifolia</i> (Reissek) Biral						1			NI	NI	
<i>Monteverdia</i> sp			1						NI	NI	
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	1	15	1	1		5		7	PI	ZO	
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg							1		NP	ZO	
<i>Myrsine guianensis</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	1				1				PI	ZO	
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.							1		PI	ZO	
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemao					1				NP	AN	
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees						5			NP	ZO	
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez			1						NP	ZO	
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.						2	1	1	NP	ZO	
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.						1	2		NP	ZO	
<i>Neea</i> sp			1	1					NI	NI	
<i>Neoraputia alba</i>		1							NP	AU	
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez							1	5	NP	ZO	
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Sw.) Griseb.					5				NP	ZO	
<i>Ocotea</i> sp.		8							NI	NI	
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.					1	1			PI	ZO	
<i>Pera heterantha</i> (Schrank) I.M.Johnst.								1	NP	ZO	
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	33	5	22		22	2	2	6	6	PI	AU
<i>Platypodium elegans</i> Vogel					1				6	PI	AU
<i>Posoqueria acutifolia</i> Mart.				2		1			PI	AN	
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult			2		1				NP	ZO	
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.							2		NP	ZO	
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl) March.			1						PI	ZO	
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (Vell.) Brenan					37				PI	AN	
<i>Rhamnidium elaeocarpus</i> Reissek						1			NP	ZO	
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.				1		1			PI	ZO	
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake								2	PI	AN	
<i>Senna aff. silvestris</i> (Vell.) H.S.Irwin & Barneby					3				NI	NI	
<i>Simira alba</i> (Mart.) Delprete, Margalho & Gropo							1		NI	NI	
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	6		3		3	1	1	14	6	PI	ZO
<i>Sloanea garckeana</i> K Schum				1					NI	NI	

<i>Solanum concinnum</i> Schott ex Sendtn.							1			PI	ZO
<i>Solanum leucodendron</i> Sendtn.							1			NI	NI
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St-Hil				1						PI	ZO
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.		1					5		1	PI	ZO
<i>Sorocea guileminiana</i> Gaudich			4		2					NP	ZO
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	5		1	7	5	3	2	11	PI	AN	
<i>Syzygium aqueum</i> (Burm. F.) Alston	1									NI	NI
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>				1						PI	ZO
<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	1		2							PI	ZO
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.							2			NP	AU
<i>Trema micranthum</i> (L.) Blume		1					1			PI	ZO
<i>Trichilia hirta</i> L.						2				NP	ZO
<i>Trichilia lepidota</i> (Harms) T.D. Penn.					2		1	1	NP	ZO	
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.			1	4	3	2	2	20	8	PI	ZO
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	3	2								NP	ZO
<i>Zollernia glabra</i> (Spreng.) Yakovlev				1						NP	ZO
<i>Falha</i>			17				30	13	23		
<i>Morta</i>						4	1	1			
Total	95	114	123	112	111	91	115	122	121		

Tabela 19. Dados fitossociológicos dos fragmentos de diferentes tamanhos do entorno da ARIE Floresta da Cicuta. N: Número de indivíduos; DA: Densidade absoluta; DR: Densidade relativa; FR: Frequência relativa; DoA: Dominância absoluta; DoR: Dominância relativa; VC: Valor de cobertura e VI: Valor de importância.

Nome Científico	Fragmento 1							
	N	DA	DR	FR	DoA	DoR	VC (%)	VI (%)
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	33	245,6	27,5	22,3	5,69	42,94	35,22	30,92
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	13	96,76	10,8	10,6	0,92	6,97	8,90	9,49
<i>Eugenia uniflora</i> L	10	74,43	8,33	8,74	0,44	3,31	5,82	6,79
<i>Erythroxylum pulchrum</i> A.St.-Hil.	9	66,99	7,50	8,74	0,52	3,94	5,72	6,72
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	8	59,54	6,67	5,83	0,90	6,79	6,73	6,43
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	6	44,66	5,00	5,83	0,18	1,35	3,17	4,06
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq) Moldenke	3	22,33	2,50	2,91	1,36	10,25	6,37	5,22
<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandwich	3	22,33	2,50	2,91	0,48	3,61	3,06	3,01
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	3	22,33	2,50	1,94	0,20	1,52	2,01	1,99
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	3	22,33	2,50	2,91	0,06	0,46	1,48	1,96
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez.	3	22,33	2,50	1,94	0,17	1,24	1,87	1,90
<i>Ocotea</i> sp 1	2	14,89	1,67	1,94	0,45	3,41	2,54	2,34
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	2	14,89	1,67	1,94	0,13	0,99	1,33	1,53
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	2	14,89	1,67	1,94	0,09	0,69	1,18	1,43
<i>Matayba</i> sp	2	14,89	1,67	1,94	0,07	0,50	1,08	1,37
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult	1	7,44	0,83	0,97	0,48	3,62	2,23	1,81
<i>Sorocea guileminiana</i> Gaudich	1	7,44	0,83	0,97	0,21	1,61	1,22	1,14
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	1	7,44	0,83	0,97	0,20	1,50	1,17	1,10
<i>Matayba juglandiflora</i>	1	7,44	0,83	0,97	0,09	0,64	0,74	0,82
<i>Morta</i>	1	7,44	0,83	0,97	0,09	0,64	0,74	0,82
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	1	7,44	0,83	0,97	0,08	0,58	0,71	0,79
<i>Lonchocarpus</i> sp.	1	7,44	0,83	0,97	0,08	0,58	0,71	0,79
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	1	7,44	0,83	0,97	0,07	0,52	0,67	0,77
<i>Indet</i>	1	7,44	0,83	0,97	0,06	0,43	0,63	0,74
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	1	7,44	0,83	0,97	0,05	0,35	0,59	0,72
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	1	7,44	0,83	0,97	0,04	0,28	0,56	0,69
<i>Monteverdia cf. ardisiifolia</i> (Reissek) Biral	1	7,44	0,83	0,97	0,03	0,26	0,55	0,69
<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	1	7,44	0,83	0,97	0,04	0,28	0,56	0,69
<i>Zollernia glabra</i>	1	7,44	0,83	0,97	0,03	0,22	0,52	0,67
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	1	7,44	0,83	0,97	0,02	0,16	0,50	0,66
<i>Cyiptocarya</i> sp	1	7,44	0,83	0,97	0,02	0,13	0,48	0,64
<i>Neea</i> sp	1	7,44	0,83	0,97	0,02	0,12	0,48	0,64
<i>Syzygium aqueum</i> (Burm. F.) Alston	1	7,44	0,83	0,97	0,02	0,11	0,47	0,64
	120	893,1	100	100	13,2	100,0	100,0	100,0

Continua ...

Fragmento 2								
Nome Científico	N	DA	DR	FR	DoA	DoR	VC (%)	VI (%)
<i>Myrcia splendens (Sw.) DC.</i>	15	156,0	12,5	10,3	1,37	8,15	10,32	10,32
<i>Guarea guidonia (L.) Sleumer</i>	13	135,2	10,8	10,3	0,67	4,02	7,43	8,39
<i>Erythroxylum pulchrum A.St.-Hil.</i>	13	135,2	10,8	9,28	0,83	4,93	7,88	8,35
<i>Allophylus aff. edulis (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.</i>	12	124,8	10,0	9,28	2,26	13,46	11,73	10,91
<i>Albizia polyccephala (Benth.) Killip ex Record</i>	8	83,21	6,67	6,19	1,52	9,07	7,87	7,31
<i>Machaerium hirtum (Vell.) Stellfeld</i>	7	72,81	5,83	7,22	1,47	8,78	7,31	7,28
<i>Piptadenia gonoacantha (Mart.) J.F.Macbr.</i>	5	52,01	4,17	5,15	1,71	10,17	7,17	6,50
<i>Sparattosperma leucanthum (Vell.) K.Schum.</i>	5	52,01	4,17	4,12	1,39	8,30	6,24	5,53
<i>Eugenia candolleana DC.</i>	5	52,01	4,17	4,12	0,75	4,48	4,32	4,26
<i>Eugenia uniflora L</i>	4	41,61	3,33	3,09	0,34	2,00	2,67	2,81
<i>Erythrina speciosa Andrews</i>	3	31,20	2,50	2,06	1,07	6,37	4,44	3,64
<i>Clitoria fairchildiana R. A. Howard</i>	3	31,20	2,50	2,06	0,52	3,12	2,81	2,56
<i>Ceiba speciosa (A. St.- Hil.) Ravenna</i>	3	31,20	2,50	3,09	0,27	1,59	2,04	2,39
<i>Falha</i>	3	31,20	2,50	2,06	0,00	0,00	1,25	1,52
<i>Aegiphila integrifolia (Jacq) Moldenke</i>	2	20,80	1,67	2,06	0,67	3,99	2,83	2,57
<i>Morta</i>	2	20,80	1,67	2,06	0,49	2,90	2,28	2,21
<i>Guapira opposita (Vell.) Reitz</i>	2	20,80	1,67	2,06	0,24	1,43	1,55	1,72
<i>Curatella americana L.</i>	2	20,80	1,67	2,06	0,18	1,08	1,37	1,60
<i>Zanthoxylum rhoifolium Lam.</i>	2	20,80	1,67	2,06	0,10	0,61	1,14	1,45
<i>Annona dolabripetala Raddi</i>	1	10,40	0,83	1,03	0,45	2,70	1,77	1,52
<i>Dalbergia sp.</i>	1	10,40	0,83	1,03	0,11	0,64	0,74	0,83
<i>Cecropia pachystachya Trécul</i>	1	10,40	0,83	1,03	0,06	0,35	0,59	0,74
<i>Maclura tinctoria (L.) D. Dom ex Steud</i>	1	10,40	0,83	1,03	0,06	0,36	0,60	0,74
<i>Myrsine guianensis (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.</i>	1	10,40	0,83	1,03	0,06	0,36	0,60	0,74
<i>Aloysia virgata (Ruiz & Pav.) Juss.</i>	1	10,40	0,83	1,03	0,04	0,26	0,55	0,71
<i>Alchornea triplinervia (Spreng.) Müll.Arg.</i>	1	10,40	0,83	1,03	0,04	0,22	0,53	0,69
<i>Trema micranthum (L.) Blume</i>	1	10,40	0,83	1,03	0,04	0,22	0,53	0,69
<i>Eugenia sp. 1</i>	1	10,40	0,83	1,03	0,03	0,18	0,51	0,68
<i>Indet</i>	1	10,40	0,83	1,03	0,03	0,16	0,50	0,67
<i>Eugenia pubescens (Kunth) DC</i>	1	10,40	0,83	1,03	0,02	0,12	0,48	0,66
	120	1248	99,9	99,9	16,7	100,0	100,0	99,99

Fragmento 3								
Nome Científico	N	DA	DR	FR	DoA	DoR	VC (%)	VI (%)
<i>Piptadenia gonoacantha (Mart.) J.F.Macbr.</i>	22	140,9	18,3	15,1	9,6	55,5	36,9	29,6
<i>Erythroxylum pulchrum A.St.-Hil.</i>	20	128,1	16,7	12,9	0,9	5,0	10,8	11,5
<i>Guarea guidonia (L.) Sleumer</i>	16	102,5	13,3	12,9	1,8	10,6	12,0	12,3
<i>Miconia lepidota DC.</i>	14	89,7	11,7	9,7	1,2	6,9	9,3	9,4
<i>Allophylus racemosus Vell.</i>	5	32,0	4,2	4,3	0,6	3,7	3,9	4,0
<i>Cupania oblongifolia Mart.</i>	4	25,6	3,3	4,3	0,1	0,6	2,0	2,8
<i>Falha</i>	4	25,6	3,3	4,3	0,0	0,0	1,7	2,5

Continua ...

<i>Astrocarium aculeatissimum (Schott) Burret.</i>	3	19,2	2,5	2,2	0,2	1,2	1,9	2,0
<i>Casearia sylvestris Sw.</i>	3	19,2	2,5	3,2	0,2	1,4	1,9	2,4
<i>Machaerium ovalifolium Glaz. ex Rudd</i>	3	19,2	2,5	3,2	0,2	0,9	1,7	2,2
<i>Siparuna guianensis Aubl.</i>	3	19,2	2,5	3,2	0,1	0,5	1,5	2,1
<i>Allophylus aff. edulis (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.</i>	2	12,8	1,7	2,2	0,3	1,7	1,7	1,8
<i>Apuleia leiocarpa (Vogel) J.F.Macbr.</i>	2	12,8	1,7	2,2	0,3	2,0	1,8	1,9
<i>Brosimum glaziovii Taub.</i>	2	12,8	1,7	2,2	0,0	0,2	1,0	1,4
<i>Erythrina speciosa Andrews</i>	2	12,8	1,7	2,2	0,1	0,3	1,0	1,4
<i>Tabernaemontana laeta Mart.</i>	2	12,8	1,7	2,2	0,1	0,3	1,0	1,4
<i>Aegiphila integrifolia (Jacq) Moldenke</i>	1	6,4	0,8	1,1	0,0	0,1	0,5	0,7
<i>Albizia polyccephala (Benth.) Killip ex Record</i>	1	6,4	0,8	1,1	0,1	0,3	0,6	0,7
<i>Anadenanthera colubrina (Vell.) Brenan</i>	1	6,4	0,8	1,1	0,0	0,1	0,5	0,7
<i>Astronium graveolens Jacq.</i>	1	6,4	0,8	1,1	0,1	0,8	0,8	0,9
<i>Banara brasiliensis (Schott) Benth.</i>	1	6,4	0,8	1,1	0,1	0,3	0,6	0,7
<i>Brosimum guianense (Aubl.) Huber</i>	1	6,4	0,8	1,1	0,1	0,3	0,6	0,7
<i>Cybistax antisiphilitica (Mart.) Mart.</i>	1	6,4	0,8	1,1	0,0	0,2	0,5	0,7
<i>Machaerium hirtum (Vell.) Stellfeld</i>	1	6,4	0,8	1,1	0,7	4,1	2,4	2,0
<i>Myrcia splendens (Sw.) DC.</i>	1	6,4	0,8	1,1	0,1	0,9	0,9	0,9
<i>Ocotea sp I</i>	1	6,4	0,8	1,1	0,1	0,5	0,7	0,8
<i>Pseudopiptadenia contorta (Vell.) Brenan</i>	1	6,4	0,8	1,1	0,2	0,9	0,9	1,0
<i>Sorocea bonplandii (Baill.) W.C.Burger et al.</i>	1	6,4	0,8	1,1	0,0	0,3	0,5	0,7
<i>Xylopia sericea A.St.-Hil.</i>	1	6,4	0,8	1,1	0,1	0,5	0,7	0,8
	120	768,6	100	100	17,2	100,0	100,0	100,0

Fragmento 4

Nome Científico	N	DA	DR	FR	DoA	DoR	VC (%)	VI (%)
<i>Anaxagorea dolichocarpa Sprague & Sandwich</i>	12	118,1	10,0	8,33	1,14	4,61	7,30	7,65
<i>Matayba elaeagnoides Radlk.</i>	11	108,3	9,17	9,26	3,24	13,14	11,15	10,52
<i>Aniba firmula (Nees & Mart) Mez.</i>	9	88,62	7,50	5,56	1,47	5,96	6,73	6,34
<i>Alseis involuta K.Schum.</i>	8	78,78	6,67	5,56	1,14	4,63	5,65	5,62
<i>Ocotea sp I</i>	8	78,78	6,67	6,48	0,88	3,59	5,13	5,58
<i>Indet</i>	6	59,08	5,00	5,56	1,76	7,13	6,07	5,90
<i>Astrocarium aculeatissimum (Schott) Burret.</i>	5	49,23	4,17	4,63	0,41	1,65	2,91	3,48
<i>Xylopia sericea A.St.-Hil.</i>	4	39,39	3,33	3,70	1,81	7,36	5,35	4,80
<i>Amaioua intermedia Mart. ex Schult. & Schult.f.</i>	4	39,39	3,33	3,70	0,83	3,37	3,35	3,47
<i>Sorocea guilleminiana A St-Hil</i>	4	39,39	3,33	3,70	0,50	2,03	2,68	3,02
<i>Cupania oblongifolia Mart.</i>	4	39,39	3,33	3,70	0,45	1,82	2,58	2,95
<i>Aegiphila integrifolia (Jacq) Moldenke</i>	3	29,54	2,50	2,78	1,16	4,69	3,59	3,32
<i>Cupania vernalis Cambess.</i>	3	29,54	2,50	2,78	0,37	1,48	1,99	2,25
<i>Guapira opposita (Vell.) Reitz</i>	3	29,54	2,50	2,78	0,25	1,01	1,75	2,10
<i>Brosimum guianense (Aubl.) Huber</i>	3	29,54	2,50	2,78	0,21	0,86	1,68	2,05
<i>Neea sp</i>	3	29,54	2,50	1,85	0,27	1,08	1,79	1,81
<i>Miconia cinnamomifolia (DC.) Naudin</i>	2	19,69	1,67	1,85	0,73	2,97	2,32	2,16
<i>Posoqueria acutifolia Mart.</i>	2	19,69	1,67	1,85	0,49	1,99	1,83	1,84

Continua ...

<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltl.	2	19,69	1,67	1,85	0,45	1,83	1,75	1,78
<i>Zollernia glabra</i> (Spreng.) Yakovlev	2	19,69	1,67	0,93	0,39	1,58	1,62	1,39
<i>Attalea dubia</i> (Mart.) Burret	1	9,85	0,83	0,93	1,32	5,37	3,10	2,38
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	1	9,85	0,83	0,93	0,75	3,05	1,94	1,60
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	1	9,85	0,83	0,93	0,74	2,99	1,91	1,58
<i>Lonchocarpus</i> sp.	1	9,85	0,83	0,93	0,74	2,99	1,91	1,58
<i>Licania kunthiana</i> Hook f.	1	9,85	0,83	0,93	0,57	2,30	1,57	1,35
<i>Alseis floribunda</i> Schott.	1	9,85	0,83	0,93	0,44	1,79	1,31	1,18
<i>Cryptocaria</i> sp.	1	9,85	0,83	0,93	0,42	1,70	1,26	1,15
<i>Sloanea garckeana</i> K Schum	1	9,85	0,83	0,93	0,27	1,11	0,97	0,96
<i>Neoraputia alba</i>	1	9,85	0,83	0,93	0,21	0,86	0,85	0,87
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl) March.	1	9,85	0,83	0,93	0,20	0,80	0,81	0,85
<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.	1	9,85	0,83	0,93	0,19	0,76	0,80	0,84
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	1	9,85	0,83	0,93	0,15	0,59	0,71	0,78
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Dom ex Steud	1	9,85	0,83	0,93	0,14	0,56	0,70	0,77
<i>Bathysa bathysoides</i> (Steyem) Delprete	1	9,85	0,83	0,93	0,11	0,46	0,65	0,74
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	1	9,85	0,83	0,93	0,11	0,46	0,65	0,74
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	1	9,85	0,83	0,93	0,11	0,44	0,63	0,73
<i>Monteverdia cf. ardisiifolia</i> (Reissek) Biral	1	9,85	0,83	0,93	0,08	0,31	0,57	0,69
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	1	9,85	0,83	0,93	0,07	0,27	0,55	0,68
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St-Hil	1	9,85	0,83	0,93	0,04	0,15	0,49	0,64
<i>Handroanthus</i> sp.	1	9,85	0,83	0,93	0,04	0,14	0,49	0,63
<i>Simaroubaceae</i> 1	1	9,85	0,83	0,93	0,03	0,11	0,47	0,62
<i>Falha</i>	1	9,85	0,83	0,93	0,00	0,00	0,42	0,59
	120	1181	99,9	100	24,6	99,99	99,98	99,98

Fragmento 5

Nome Científico	N	DA	DR	FR	DoA	DoR	VC (%)	VI (%)
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq) Moldenke	13	57,97	10,8	12,3	0,42	5,17	8,00	9,45
<i>Albizia polyccephala</i> (Benth.) Killip ex Record	2	8,92	1,67	2,25	0,20	2,51	2,09	2,14
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	2	8,92	1,67	2,25	0,02	0,27	0,97	1,39
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	1	4,46	0,83	1,12	0,02	0,21	0,52	0,72
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	1	4,46	0,83	1,12	0,02	0,19	0,51	0,72
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	1	4,46	0,83	1,12	0,02	0,23	0,53	0,73
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	4,46	0,83	1,12	0,10	1,28	1,06	1,08
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	1	4,46	0,83	1,12	0,03	0,37	0,60	0,78
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	1	4,46	0,83	1,12	0,07	0,81	0,82	0,92
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	1	4,46	0,83	1,12	0,01	0,14	0,49	0,70
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J. F. Macbr.	1	4,46	0,83	1,12	0,01	0,11	0,47	0,69
<i>Falha</i>	1	4,46	0,83	1,12	0,00	0,00	0,42	0,65
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltl.	1	4,46	0,83	1,12	0,01	0,17	0,50	0,71
<i>Indet</i>	2	8,92	1,67	1,12	0,16	1,92	1,79	1,57
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	1	4,46	0,83	1,12	0,10	1,28	1,06	1,08
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	10	44,59	8,33	10,1	0,70	8,68	8,51	9,04

Continua ...

<i>Matayba juglandiflora (Cambess) Radelk</i>	2	8,92	1,67	2,25	0,16	2,03	1,85	1,98
<i>Neea sp</i>	1	4,46	0,83	1,12	0,03	0,42	0,63	0,79
<i>Piptadenia gonoacantha (Mart.) J.F.Macbr.</i>	22	98,10	18,3	17,9	2,38	29,53	23,93	21,95
<i>Platypodium elegans Vogel</i>	1	4,46	0,83	1,12	0,05	0,60	0,72	0,85
<i>Pseudopiptadenia contorta (Vell.) Brenan</i>	39	173,9	32,5	23,6	2,16	26,69	29,60	27,60
<i>Siparuna guianensis Aubl.</i>	3	13,38	2,50	3,37	0,06	0,72	1,61	2,20
<i>Sparattosperma leucanthum (Vell.) K.Schum.</i>	8	35,67	6,67	6,74	1,05	13,05	9,86	8,82
<i>Tabernaemontana catharinensis A. DC.</i>	1	4,46	0,83	1,12	0,09	1,14	0,99	1,03
<i>Xylopia sericea A.St.-Hil.</i>	3	13,38	2,50	2,25	0,20	2,46	2,48	2,40
	120	535,0	99,9	99,9	8,07	99,98	100,01	99,99

Fragmento 6

Nome Científico	N	DA	DR	FR	DoA	DoR	VC (%)	VI (%)
<i>Xylopia sericea A.St.-Hil.</i>	12	138,09	10,00	9,35	2,69	10,87	10,43	10,07
<i>Guapira opposita (Vell.) Reitz</i>	12	138,09	10,00	9,35	1,52	6,15	8,08	8,50
<i>Rhamnidium elaeocarpus Reissek</i>	12	138,09	10,00	7,48	6,10	24,65	17,32	14,04
<i>Erythroxylum pulchrum A.St.-Hil.</i>	7	80,55	5,83	6,54	0,69	2,80	4,31	5,06
<i>Falha</i>	7	80,55	5,83	5,61	0,00	0,00	2,92	3,81
<i>Cupania oblongifolia Mart.</i>	7	80,55	5,83	4,67	1,27	5,13	5,48	5,21
<i>Ocotea diospyrifolia (Sw.) Griseb.</i>	5	57,54	4,17	4,67	1,31	5,28	4,72	4,71
<i>Myrcia splendens (Sw.) DC.</i>	5	57,54	4,17	4,67	0,88	3,57	3,87	4,14
<i>Sparattosperma leucanthum (Vell.) K.Schum.</i>	5	57,54	4,17	4,67	0,85	3,43	3,80	4,09
<i>Cupania vernalis Cambess.</i>	4	46,03	3,33	3,74	0,55	2,23	2,78	3,10
<i>Eugenia brasiliensis Lam.</i>	4	46,03	3,33	2,80	1,06	4,27	3,80	3,47
<i>Senna silvestris (Vell.) H.S.Irwin & Barneby</i>	3	34,52	2,50	2,80	0,86	3,48	2,99	2,93
<i>Indet</i>	3	34,52	2,50	2,80	0,39	1,56	2,03	2,29
<i>Sorocea guilleminiana A St-Hil</i>	3	34,52	2,50	2,80	0,20	0,81	1,66	2,04
<i>Piptadenia gonoacantha (Mart.) J.F.Macbr.</i>	2	23,02	1,67	1,87	1,44	5,83	3,75	3,12
<i>Trichilia lepidota subsp. schumanniana (Harms) T.D. Penn.</i>	2	23,02	1,67	1,87	0,66	2,65	2,16	2,06
<i>Allophylus aff. edulis (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.</i>	2	23,02	1,67	1,87	0,51	2,08	1,87	1,87
<i>Miconia sp.</i>	3	34,52	2,50	1,87	0,15	0,61	1,56	1,66
<i>Brosimum guianense (Aubl.) Huber</i>	2	23,02	1,67	1,87	0,19	0,77	1,22	1,44
<i>Dalbergia villosa (Benth) Benth</i>	2	23,02	1,67	1,87	0,11	0,45	1,06	1,33
<i>Morta</i>	2	23,02	1,67	1,87	0,11	0,44	1,06	1,33
<i>Schefflera morototoni (Aubl.) Maguire et al.</i>	1	11,51	0,83	0,93	1,48	5,97	3,40	2,58
<i>Myrsine guianensis (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.</i>	1	11,51	0,83	0,93	0,26	1,04	0,94	0,94
<i>Luehea grandiflora Mart.</i>	1	11,51	0,83	0,93	0,24	0,96	0,90	0,91
<i>Myrocarpus frondosus Allemao</i>	1	11,51	0,83	0,93	0,24	0,96	0,90	0,91
<i>Posoqueria acutifolia Mart.</i>	1	11,51	0,83	0,93	0,23	0,93	0,88	0,90
<i>Guarea guidonia (L.) Sleumer</i>	1	11,51	0,83	0,93	0,18	0,72	0,78	0,83
<i>Chrysophyllum lucentifolium Cronquist</i>	1	11,51	0,83	0,93	0,12	0,48	0,66	0,75
<i>Machaerium hirtum (Vell.) Stellfeld</i>	1	11,51	0,83	0,93	0,12	0,48	0,66	0,75
<i>Casearia sp</i>	1	11,51	0,83	0,93	0,10	0,40	0,62	0,72
<i>Actinostemon klotzschii (Didr.) Pax</i>	1	11,51	0,83	0,93	0,05	0,20	0,51	0,65

Continua ...

<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	1	11,51	0,83	0,93	0,05	0,20	0,51	0,65
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	1	11,51	0,83	0,93	0,04	0,15	0,49	0,64
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	1	11,51	0,83	0,93	0,03	0,13	0,48	0,63
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	1	11,51	0,83	0,93	0,03	0,13	0,48	0,63
<i>Eugenia florida</i> DC.	1	11,51	0,83	0,93	0,03	0,11	0,47	0,62
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	1	11,51	0,83	0,93	0,02	0,09	0,46	0,62
	120	1380,8	99,9	99,9	24,7	100,0	100	100,0

Fragmento 7

Nome Científico	N	DA	DR	FR	DoA	DoR	VC (%)	VI (%)
<i>Falha</i>	28	710,7	23,3	17,5	0,00	0,00	11,67	13,62
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	6	152,3	5,00	5,15	2,12	4,43	4,72	4,86
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	5	126,9	4,17	5,15	1,60	3,34	3,75	4,22
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	5	126,9	4,17	3,09	1,43	3,00	3,58	3,42
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	5	126,9	4,17	3,09	0,91	1,90	3,03	3,05
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	4	101,5	3,33	2,06	4,40	9,21	6,27	4,87
<i>Morta</i>	4	101,5	3,33	3,09	1,84	3,85	3,59	3,43
<i>Bathysa stipulata</i> (Vell.) C.Presl	4	101,5	3,33	3,09	1,78	3,73	3,53	3,39
<i>Ocotea</i> sp 2	4	101,5	3,33	4,12	0,79	1,65	2,49	3,04
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	3	76,15	2,50	3,09	2,92	6,12	4,31	3,90
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	3	76,15	2,50	2,06	2,67	5,59	4,04	3,38
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	3	76,15	2,50	3,09	1,58	3,30	2,90	2,96
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	3	76,15	2,50	3,09	1,13	2,36	2,43	2,65
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	2	50,77	1,67	1,03	3,32	6,96	4,31	3,22
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	2	50,77	1,67	2,06	1,85	3,88	2,77	2,54
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	2	50,77	1,67	2,06	0,69	1,44	1,55	1,72
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	2	50,77	1,67	2,06	0,66	1,38	1,52	1,70
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	2	50,77	1,67	2,06	0,60	1,26	1,46	1,66
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	2	50,77	1,67	2,06	0,53	1,10	1,39	1,61
<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	2	50,77	1,67	2,06	0,44	0,92	1,29	1,55
<i>Trichilia hirta</i> L.	2	50,77	1,67	2,06	0,35	0,74	1,20	1,49
<i>Pouteria caitito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	2	50,77	1,67	1,03	0,46	0,96	1,32	1,22
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	1	25,38	0,83	1,03	9,78	20,5	10,65	7,45
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	1	25,38	0,83	1,03	0,91	1,90	1,37	1,25
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltdl.	1	25,38	0,83	1,03	0,57	1,19	1,01	1,02
<i>Monteverdia cf. ardisiifolia</i> (Reissek) Biral	1	25,38	0,83	1,03	0,56	1,17	1,00	1,01
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	1	25,38	0,83	1,03	0,37	0,78	0,81	0,88
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A Gray	1	25,38	0,83	1,03	0,34	0,71	0,77	0,86
<i>Coccoloba alnifolia</i> Casar.	1	25,38	0,83	1,03	0,34	0,71	0,77	0,86
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	1	25,38	0,83	1,03	0,33	0,69	0,76	0,85
<i>Inga schinifolia</i> Benth.	1	25,38	0,83	1,03	0,32	0,68	0,75	0,85
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	1	25,38	0,83	1,03	0,33	0,69	0,76	0,85
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (Vell.) Brenan	1	25,38	0,83	1,03	0,19	0,39	0,61	0,75
<i>Solanum concinnum</i> Schott ex Sendtn.	1	25,38	0,83	1,03	0,18	0,38	0,61	0,75

Continua ...

<i>Casearia decandra</i> Jacq.	1	25,38	0,83	1,03	0,17	0,36	0,59	0,74
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	1	25,38	0,83	1,03	0,16	0,34	0,59	0,74
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	1	25,38	0,83	1,03	0,14	0,30	0,57	0,72
<i>Simira alba</i> (Mart.) Delprete, Margalho & Gropo	1	25,38	0,83	1,03	0,15	0,31	0,57	0,72
<i>Solanum leucodendron</i> Sendtn.	1	25,38	0,83	1,03	0,14	0,29	0,56	0,72
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	1	25,38	0,83	1,03	0,12	0,25	0,54	0,71
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	1	25,38	0,83	1,03	0,13	0,26	0,55	0,71
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	1	25,38	0,83	1,03	0,13	0,26	0,55	0,71
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	1	25,38	0,83	1,03	0,09	0,20	0,51	0,69
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	1	25,38	0,83	1,03	0,09	0,19	0,51	0,68
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	1	25,38	0,83	1,03	0,06	0,13	0,48	0,66
<i>Trema micranthum</i> (L.) Blume	1	25,38	0,83	1,03	0,06	0,13	0,48	0,66
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	1	25,38	0,83	1,03	0,05	0,09	0,46	0,65
	120	3046,	99,9	99,9	47,7	99,9	99,9	99,99

Fragmento 8

Nome Científico	N	DA	DR	FR	DoA	DoR	VC (%)	VI (%)
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	20	243,3	16,6	11,8	4,97	17,2	16,97	15,27
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	14	170,3	11,6	10,8	0,45	1,56	6,61	8,04
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	8	97,34	6,67	7,92	1,61	5,58	6,13	6,72
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	7	85,18	5,83	4,95	2,75	9,58	7,70	6,79
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	7	85,18	5,83	4,95	0,97	3,36	4,60	4,71
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	6	73,01	5,00	4,95	7,64	26,5	15,78	12,17
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	6	73,01	5,00	4,95	0,73	2,54	3,77	4,16
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	6	73,01	5,00	4,95	0,41	1,44	3,22	3,80
<i>Falha</i>	6	73,01	5,00	4,95	0,00	0,00	2,50	3,32
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	3	36,50	2,50	2,97	4,29	14,9	8,70	6,79
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	3	36,50	2,50	2,97	0,14	0,47	1,49	1,98
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	2	24,34	1,67	1,98	0,53	1,82	1,75	1,82
<i>Sparrattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	2	24,34	1,67	1,98	0,48	1,65	1,66	1,77
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	2	24,34	1,67	1,98	0,31	1,09	1,38	1,58
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	2	24,34	1,67	1,98	0,21	0,71	1,19	1,45
<i>Alseis floribunda</i> Schott	2	24,34	1,67	1,98	0,19	0,66	1,16	1,44
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	2	24,34	1,67	1,98	0,12	0,43	1,05	1,36
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemao ex Benth.	2	24,34	1,67	1,98	0,10	0,35	1,01	1,33
<i>Miconia lepidota</i> DC.	2	24,34	1,67	1,98	0,09	0,30	0,99	1,32
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	2	24,34	1,67	1,98	0,05	0,17	0,92	1,27
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	1	12,17	0,83	0,99	1,28	4,45	2,64	2,09
<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott in Spreng.	1	12,17	0,83	0,99	0,39	1,36	1,10	1,06
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A Gray	1	12,17	0,83	0,99	0,32	1,09	0,96	0,97
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	1	12,17	0,83	0,99	0,21	0,73	0,78	0,85
<i>Eugenia</i> sp. 1	1	12,17	0,83	0,99	0,08	0,29	0,56	0,71
<i>Morta</i>	1	12,17	0,83	0,99	0,08	0,28	0,56	0,70
<i>Machaerium ovalifolium</i> Glaz. ex Rudd	1	12,17	0,83	0,99	0,07	0,24	0,53	0,69

Continua ...

<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	1	12,17	0,83	0,99	0,06	0,21	0,52	0,68
<i>Trichilia lepidota</i> subsp. <i>schumanniana</i> (Harms) T.D. Penn.	1	12,17	0,83	0,99	0,05	0,19	0,51	0,67
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	1	12,17	0,83	0,99	0,04	0,12	0,48	0,65
<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	1	12,17	0,83	0,99	0,04	0,12	0,48	0,65
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	1	12,17	0,83	0,99	0,04	0,13	0,48	0,65
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	1	12,17	0,83	0,99	0,03	0,09	0,46	0,64
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	1	12,17	0,83	0,99	0,02	0,08	0,45	0,63
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	1	12,17	0,83	0,99	0,02	0,08	0,45	0,63
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (Vell.) Brenan	1	12,17	0,83	0,99	0,02	0,08	0,46	0,63
	120	1460,1	99,98	99,9	28,7	99,9	100,0	99,99

Fragmento 9

Nome Científico	N	DA	DR	FR	DoA	DoR	VC (%)	VI (%)
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	19	307,5	15,8	12,5	2,69	10,1	12,99	12,82
<i>Falha</i>	17	275,1	14,1	12,5	0,00	0,00	7,08	8,89
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	11	178,0	9,17	7,69	4,52	17,0	13,10	11,30
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	8	129,5	6,67	6,73	1,55	5,83	6,25	6,41
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	7	113,3	5,83	6,73	0,43	1,60	3,72	4,72
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	6	97,12	5,00	4,81	4,83	18,2	11,61	9,34
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	6	97,12	5,00	4,81	4,04	15,2	10,12	8,35
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	5	80,94	4,17	4,81	1,67	6,29	5,23	5,09
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	5	80,94	4,17	4,81	0,83	3,13	3,65	4,03
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	5	80,94	4,17	4,81	0,66	2,48	3,32	3,82
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	4	64,75	3,33	3,85	0,31	1,18	2,26	2,79
<i>Miconia lepidota</i> DC.	3	48,56	2,50	2,88	0,27	1,01	1,75	2,13
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	2	32,37	1,67	1,92	1,21	4,55	3,11	2,71
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	2	32,37	1,67	1,92	1,07	4,05	2,86	2,55
<i>Ocotea</i> sp 2	2	32,37	1,67	1,92	0,30	1,15	1,41	1,58
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	2	32,37	1,67	1,92	0,30	1,13	1,40	1,57
<i>Bombacopsis glabra</i> (Pasq.) A. Robins	2	32,37	1,67	1,92	0,17	0,62	1,14	1,40
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	2	32,37	1,67	1,92	0,13	0,50	1,09	1,36
<i>Erythroxylum pulchrum</i> A.St.-Hil.	1	16,19	0,83	0,96	0,39	1,47	1,15	1,09
<i>Albizia polyccephala</i> (Benth.) Killip ex Record	1	16,19	0,83	0,96	0,27	1,03	0,93	0,94
<i>Inga</i> cf. <i>cylindrica</i> (Vell.) Mart.	1	16,19	0,83	0,96	0,23	0,86	0,85	0,88
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	1	16,19	0,83	0,96	0,22	0,82	0,82	0,87
<i>Pera heterantha</i> (Schrank) I.M.Johnst.	1	16,19	0,83	0,96	0,09	0,35	0,59	0,72
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	1	16,19	0,83	0,96	0,08	0,29	0,56	0,70
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	1	16,19	0,83	0,96	0,08	0,30	0,57	0,70
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	1	16,19	0,83	0,96	0,06	0,21	0,52	0,67
<i>Morta</i>	1	16,19	0,83	0,96	0,04	0,14	0,49	0,65
<i>Trichilia lepidota</i> subsp. <i>schumanniana</i> (Harms) T.D. Penn.	1	16,19	0,83	0,96	0,04	0,14	0,49	0,65
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	1	16,19	0,83	0,96	0,03	0,12	0,48	0,64
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	1	16,19	0,83	0,96	0,03	0,11	0,47	0,63
	120	1942	99,9	99,9	26,5	99,9	100,0	100,0