

**Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal**

**COMPOSIÇÃO FLORÍSTICO-ESTRUTURAL E IMAGENS RGB  
OBTIDAS POR DRONE NA AVALIAÇÃO DE FLORESTAS  
RIPÁRIAS URBANAS**

**ARISTIDES DUTRA DE OLIVEIRA**

**M  
E  
S  
T  
R  
A  
D  
O**

**Ipameri-GO  
2025**

**ARISTIDES DUTRA DE OLIVEIRA**

**COMPOSIÇÃO FLORÍSTICO-ESTRUTURAL E IMAGENS RGB  
OBTIDAS POR DRONE NA AVALIAÇÃO DE FLORESTAS  
RIPÁRIAS URBANAS**

Orientador: Prof. Dr. Vagner Santiago do Vale

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Goiás – UEG, unidade universitária de Ipameri/GO, como parte das exigências do Programa de Pós- Graduação em Produção Vegetal para a obtenção do título de MESTRE.

Ipameri  
2025

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UEG  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

D46c      Dutra de Oliveira, Aristides  
             COMPOSIÇÃO FLORÍSTICO-ESTRUTURAL E IMAGENS RGB  
             OBTIDAS POR DRONE NA AVALIAÇÃO DE FLORESTAS RIPÁRIAS  
             URBANAS / Aristides Dutra de Oliveira; orientador  
             Vagner Santiago do Vale. -- Ipameri, 2025.  
             46 p.

             Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação  
             Mestrado Acadêmico em Produção Vegetal) -- Unidade de  
             Ipameri, Universidade Estadual de Goiás, 2025.

             1. fitossociologia. 2. urbanismo. 3. sensoriamento  
             remoto. I. Santiago do Vale, Vagner, orient. II.  
             Título.



## CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

**TÍTULO:** “COMPOSIÇÃO FLORÍSTICO ESTRUTURAL E IMAGENS RGB OBTIDAS POR DRONE NA AVALIAÇÃO DE FLORESTAS RIPARIAS URBANAS”.

**AUTOR(A):** Aristides Dutra de Oliveira

**ORIENTADOR(A):** Vagner Santiago do Vale

Aprovado(a) como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE(A) EM PRODUÇÃO VEGETAL, pela comissão Examinadora:

Prof. Dr. Ednaldo Cândido Rocha

Universidade Estadual de Goiás/Unidade Universitária Ipameri- GO



Documento assinado digitalmente  
**EDNALDO CANDIDO ROCHA**  
Data: 09/10/2025 17:28:03-0300  
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. Vagner Santiago do Vale (Orientador)

Universidade Estadual de Goiás/Unidade Universitária Ipameri- GO



Documento assinado digitalmente  
**VAGNER SANTIAGO DO VALE**  
Data: 10/10/2025 15:42:02-0300  
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. João Paulo Costa

Universidade Federal de Uberlândia/ Uberlândia- MG



Documento assinado digitalmente  
**JOAO PAULO COSTA**  
Data: 02/10/2025 16:03:05-0300  
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

### Registro de Declaração

Número: 301

Livro: R-01 Folhas: 05A

Data: 26/09/2025

Assinatura:

Data da realização: 26 de setembro de 2025



## **AGRADECIMENTOS**

Ao Prof. Vagner Santiago do Vale, pela orientação e amizade.

A todos os colegas de curso, em especial a minha amiga Lidiane Dionizio.

Aos professores e serventuários da Universidade Estadual de Goiás.

A banca julgadora, pela avaliação do trabalho.

A Universidade Estadual de Goiás, pelo ensino de qualidade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de mestrado.

Recurso financeiro proveniente do Ed/Conv Pró-Proj - nº 20/2023, Fomento ID 135 no Sistema Pró-Pesquisa (UEG), SEI: 202300020023365 e CONVOCATÓRIA PLATAFORMA INSTITUCIONAL DE PESQUISA E INOVAÇÃO EM SEGURANÇA HÍDRICA PrP Nº 04/2024.

## SUMÁRIO

|                                                                                                         |            |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| <b>RESUMO.....</b>                                                                                      | <b>iii</b> |
| <b>ABSTRACT.....</b>                                                                                    | <b>iv</b>  |
| <b>1. INTRODUÇÃO.....</b>                                                                               | <b>1</b>   |
| <b>2. OBJETIVOS.....</b>                                                                                | <b>4</b>   |
| <b>3. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>                                                                      | <b>5</b>   |
| Área de estudo.....                                                                                     | 5          |
| Composição florística e estrutura horizontal das parcelas urbanas .....                                 | 6          |
| Florestas Urbanas x Rurais (comparação entre riqueza, densidade e área basal) .....                     | 7          |
| Florestas Urbanas x Rurais - Riqueza e estimadores de riqueza .....                                     | 7          |
| Florestas Urbanas x Rurais - Similaridade florística e estrutural .....                                 | 7          |
| Aquisição e processamento das imagens aéreas obtidas a partir de uma aeronave remotamente pilotada..... | 8          |
| Índices de vegetação na análise da cobertura vegetal .....                                              | 9          |
| <b>4. RESULTADOS .....</b>                                                                              | <b>12</b>  |
| Composição florística e estrutura horizontal das parcelas urbanas .....                                 | 12         |
| Florestas Urbanas x Rurais (comparação entre riqueza, densidade e área basal) .....                     | 15         |
| Florestas Urbanas x Rurais - Riqueza e estimadores de riqueza .....                                     | 16         |
| Florestas Urbanas x Rurais - Similaridade florística e estrutural .....                                 | 17         |
| Índices de vegetação na análise da cobertura vegetal .....                                              | 22         |
| <b>5. DISCUSSÃO.....</b>                                                                                | <b>25</b>  |
| Composição florística e estrutura horizontal das parcelas urbanas .....                                 | 25         |
| Florestas Urbanas x Rurais (comparação entre riqueza, densidade e área basal) .....                     | 26         |
| Florestas Urbanas x Rurais - Riqueza e estimadores de riqueza .....                                     | 28         |
| Florestas Urbanas x Rurais - Similaridade florística e estrutural .....                                 | 29         |
| Índices de vegetação na análise da cobertura vegetal .....                                              | 30         |
| <b>6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>                                                                     | <b>32</b>  |
| <b>7. REFERÊNCIAS.....</b>                                                                              | <b>33</b>  |

## RESUMO

As florestas ripárias desempenham um papel crucial na manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, especialmente em regiões do Cerrado brasileiro. No entanto, essas áreas enfrentam pressões antrópicas que comprometem sua estrutura e função. Este estudo comparou a qualidade de florestas ripárias em zonas urbanas e rurais da cidade de Ipameri-GO, utilizando dados fitossociológicos e técnicas de sensoriamento remoto com drones, visando avaliar o potencial dessas tecnologias para o monitoramento ambiental. Como metodologia, foram amostradas 23 parcelas em 06 córregos urbanos e 13 parcelas em áreas rurais conservadas. Parâmetros como riqueza, densidade, área basal e diversidade florística foram analisados. Imagens aéreas capturadas por drones foram processadas no *software* *Agisoft Metashape* e *QGIS*, utilizando índices de vegetação (ExG, TGI) para quantificar a cobertura vegetal. Análises estatísticas incluíram testes não paramétricos, dendrogramas de similaridade e regressões lineares. Os resultados mostraram que as florestas ripárias urbanas apresentaram menor riqueza, densidade e área basal em comparação às áreas rurais, além da presença marcante de espécies exóticas como *Mangifera indica* e *Leucaena leucocephala*, dentre outras. A análise de similaridade florística revelou dois grupos distintos: um formado por parcelas urbanas degradadas e outro por áreas rurais conservadas. Os índices de vegetação, especialmente o ExG, demonstraram eficácia na quantificação da cobertura de copa, com correlações significativas com parâmetros fitossociológicos, embora limitações tenham sido observadas em áreas com gramíneas e espécies arbustivas invasoras. A degradação das florestas ripárias urbanas está associada à fragmentação, introdução de espécies exóticas e à redução da conectividade ecológica. A presença de espécies invasoras como *Leucaena leucocephala* agrava a perda de biodiversidade nativa. O uso de drones e os índices de vegetação mostraram-se promissores para monitoramento, mas a tecnologia RGB apresenta limitações em ambientes heterogêneos. Portanto, este estudo evidenciou que a maioria dos córregos de Ipameri-GO está em alto grau de antropização sendo necessárias estratégias de restauração e manejo adaptativo, incluindo a substituição de espécies invasoras por nativas. A eficácia do sensoriamento remoto de alta resolução foi comprovada como ferramenta complementar para avaliar a qualidade de florestas ripárias, destacando a urgência de políticas públicas para a preservação e recuperação desses ecossistemas em áreas urbanas.

Palavras-chave: fitossociologia, urbanismo, sensoriamento remoto, ARPs, florestas ripárias.

## ABSTRACT

Riparian forests play a crucial role in maintaining biodiversity and ecosystem services, especially in the Brazilian Cerrado regions. However, these areas face anthropogenic pressures that compromise their structure and function. This study compared the quality of riparian forests in urban and rural areas of the city of Ipameri, Goiás, using phytosociological data and remote sensing techniques with drones, analyzing the potential of these technologies for environmental monitoring. The methodology involved sampling 23 plots in 06 urban streams and 13 plots in preserved rural areas. Parameters such as richness, density, basal area, and floristic diversity were analyzed. Aerial images captured by drones were processed in Agisoft Metashape and QGIS software, using vegetation indices (ExG, TGI) to quantify vegetation cover. Statistical analyses included nonparametric tests, similarity dendrograms, and linear regressions. The results showed that urban riparian forests had lower richness, density, and basal area compared to rural areas, in addition to the significant presence of exotic species such as *Mangifera indica* and *Leucaena leucocephala*. A floristic similarity analysis revealed two distinct groups: one formed by degraded urban parcels and the other by preserved rural areas. Vegetation indices, especially ExG, demonstrated effectiveness in quantifying canopy cover, with significant correlations with phytosociological parameters, although limitations were observed in areas with invasive grasses. The manipulation of urban riparian forests is associated with fragmentation, the introduction of exotic species, and reduced ecological connectivity. The presence of invasive species such as *Leucaena leucocephala* exacerbates the loss of native biodiversity. The use of drones and growth indices has shown promise for monitoring, but RGB technology has limitations in heterogeneous environments. Conservation of these areas requires restoration and adaptive management strategies, including the replacement of invasive species with native ones. Therefore, this study demonstrated that most streams are highly anthropized, requiring restoration and adaptive management strategies, including replacing invasive species with native ones. The effectiveness of high-resolution remote sensing has been proven as a complementary tool for assessing the quality of riparian forests, highlighting the urgency of public policies for the preservation and recovery of these ecosystems in urban areas.

Keywords: phytosociology, urbanism, remote sensing, UAV, riparian forests.

## 1. INTRODUÇÃO

Florestas ripárias, também conhecidas como matas ciliares (BORGHETTI et al., 2023) se constituem como ambientes de transição o meio aquático e o meio terrestre, desempenhando importantes funções ecológicas como retenção de sedimentos, controle da erosão, filtragem de nutrientes e controle da qualidade da água (DINCA; MURARIU; LUPOAE, 2025).

Essas florestas atuam como pilares ecológicos que asseguram a estabilidade dos ecossistemas e a continuidade dos serviços ambientais (GRIPP, 2020). Segundo o Novo Código Florestal Brasileiro, Lei Nº 12.651 de 25 de Maio de 2012 (BRASIL, 2012), a degradação das florestas ripárias viola a legislação ambiental e compromete serviços ecossistêmicos essenciais, como a proteção de recursos bióticos e abióticos, a regulação do fluxo de água e a preservação da biodiversidade, gerando impactos negativos para o equilíbrio ecológico e para a sociedade (DA SILVA; DA SILVA, 2025). Os fragmentos florestais em zonas rurais e urbanas enfrentam pressões antrópicas que reduzem sua extensão e conectividade, isso compromete serviços ambientais essenciais e agrava a fragmentação de habitats, o isolamento de espécies e a diminuição da resiliência ecossistêmica, impactando negativamente o meio ambiente e as comunidades humanas (SILVA et al., 2019).

A fitossociologia é uma abordagem tradicional e amplamente utilizada para avaliar a estrutura e composição de comunidades vegetais, fornecendo informações detalhadas sobre a diversidade de espécies, densidade, frequência e área basal (FREITAS; MAGALHÃES, 2012). Esses estudos de campo são essenciais para compreender a dinâmica ecológica e o estado de conservação das florestas. Nesse sentido, Pimentel et al. (2024), realizaram um levantamento florístico e fitossociológico em uma floresta de terra firme no Pará, identificando 77 espécies e estimando a biomassa e o sequestro de carbono da área. A pesquisa evidenciou a importância desse tipo de análise para a conservação e manejo florestal. No entanto, tais levantamentos demandam considerável esforço de campo e tempo para análise dos dados (LIMA; COELHO, 2018).

Há carência de estudos detalhados, focados em florestas ripárias no Cerrado, especialmente em pequenos municípios, situação que dificulta a compreensão da diversidade biológica e das dinâmicas ecológicas dessas áreas, limitando a eficácia das estratégias de conservação e gestão ambiental (COLLI; VIEIRA; DIANESE, 2020). A adoção de tecnologias de sensoriamento remoto como imagens de satélite e drones é essencial para avaliar e monitorar de maneira eficiente e econômica o estado de conservação e as dinâmicas das florestas ripárias, garantindo a preservação dos recursos hídricos e o equilíbrio ambiental (RUSNÁK et al., 2022; RAMOS et al., 2019).

Aeronaves remotamente tripuladas (ARPs), comumente chamadas de drones são aeronaves com diversos tamanhos e modelos, sendo muito conhecidas por serem compactas, de fácil manuseio e usadas em diversas tarefas do cotidiano, como por exemplo, em segurança, captura de imagens aéreas para mapeamentos, detecção de doenças e pragas em culturas, entregas de produtos, dentre outras (DAPONTE et al., 2019). Mas, recentemente, os drones estão sendo usados no fornecimento de dados em escala apropriada, tanto no tempo quanto no espaço, para captação e gestão de dados, dando soluções para vários tipos de problemas, inclusive os de ordem hídrica relacionados com quantidade e qualidade da água (FURLAN et al., 2023). Assim, o uso de levantamentos com drones pode ser uma alternativa mais econômica e detalhada em comparação com imagens de satélite de alta resolução (SOZZI et al., 2021). Embora as imagens de satélite tenham recentemente aumentado em resolução espacial e cobertura temporal, ainda carecem da flexibilidade que os drones têm (FURLAN et al., 2023). Portanto, os drones desempenham diversas funções no campo, como monitoramento florestal e georreferenciamentos, sendo possível observar áreas desmatadas, alcançar locais de difícil acesso, monitorar incêndios, fiscalizar os recursos hídricos, avaliar dados espaciais e realizar monitoramento de biomassa, ampliando consideravelmente a visão local (GUTERRES, 2023).

Os drones trouxeram avanços significativos para os estudos florestais, ao permitir uma nova perspectiva de visualização aérea da vegetação. Com essa tecnologia, tornou-se possível aplicar análises morfométricas do dossel e realizar atividades como inventário florestal, monitoramento e mapeamento de áreas com maior precisão e eficiência (NORASMA et al., 2019).

A utilização desta tecnologia em estudos que envolvem o sensoriamento remoto tem avançado em função do aprimoramento dos sistemas de sensores e dos equipamentos que os drones transportam proporcionando análises comparativas das imagens visíveis (RGB) em câmeras acopladas (LEE et al., 2021; XIE et al., 2019). Os drones, equipados com esses sensores avançados, oferecem a capacidade de capturar imagens de alta resolução e dados geoespaciais, permitindo um monitoramento detalhado de florestas nativas (PRAKASH et al., 2022). Diversos estudos recentes demonstram a eficácia das imagens RGB de drones na análise da cobertura vegetal. Como demonstrado por Yang et al. (2022), que desenvolveram novos índices de vegetação baseados em imagens RGB para estimar a cobertura vegetal fracionária em plantações de algodão, alcançando alta precisão na extração de informações vegetativas. Kazemi e Ghanbari Parmehr (2023), também, avaliaram índices de vegetação derivados de imagens RGB de drones para monitorar o crescimento de culturas de arroz, demonstrando que esses índices podem ser eficazes na ausência de imagens multiespectrais. Além disso, Öztürk e Çölkesen (2021) investigaram o impacto de índices de vegetação baseados em RGB na classificação do uso

e cobertura do solo, utilizando métodos de aprendizado de máquina para aprimorar a precisão das classificações.

## **2. OBJETIVOS**

O objetivo do presente estudo foi avaliar o grau de conservação das florestas ripárias urbanas de Ipameri – GO. Para isso, foram utilizadas análises florístico-estruturais combinadas com técnicas de sensoriamento remoto por meio de imagens aéreas capturadas por drones.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### Área de estudo

O estudo foi conduzido em 23 parcelas de 20x20m (400m<sup>2</sup>) localizadas em trechos de florestas ripárias as margens de 06 córregos na cidade de Ipameri-GO (Figura 1). A região apresenta o clima tropical, caracterizado por estação seca no inverno e intensa concentração de chuvas no verão. Segundo a Estação Metereológica/UEG (2025) em 2024, o total anual de precipitação registrado foi de 1.527 mm, concentrando-se mais de 95% no período chuvoso de outubro a março. A partir de abril, os índices pluviométricos apresentam uma redução progressiva, seguindo o padrão climatológico da região, com valores mínimos observados entre maio e agosto, período no qual os acumulados mensais atingiram 0,0 mm. A média de temperatura no período chuvoso foi de 25,8°C e 21,8°C no período seco. Esse clima caracteriza-se como Aw, cuja letra A representa o clima tropical (com temperaturas médias anuais superiores a 18° C) e a letra w representa uma estação seca no inverno, segundo a classificação de Koppen-Geiger (LIMA et al., 2023).

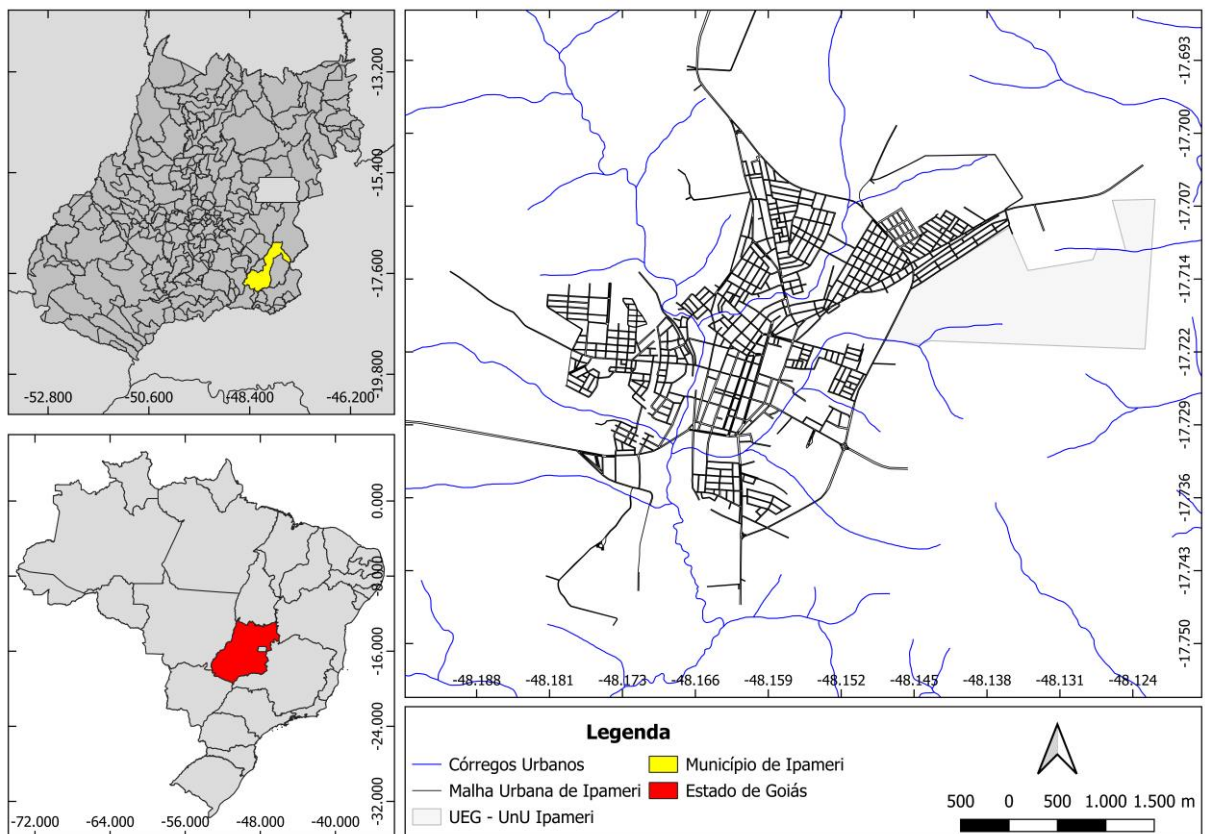


**Figura 1.** Hidrografia e localização do município de Ipameri – Góias. Fonte: próprios autores

### Composição florística e estrutura horizontal das parcelas urbanas

Nas parcelas foram amostrados todos os indivíduos arbóreos vivos com uma circunferência a altura do peito (CAP) igual ou superior a 15 cm mensurados a 1,30m do solo ( $C_{1,30} \geq 15$  cm). Todos indivíduos que atendiam o critério de inclusão ( $C_{1,30} \geq 15$  cm) tiveram a altura mensurada utilizando um clinômetro Haglof, juntamente com o CAP utilizando uma fita milimetrada. Os indivíduos foram identificados taxonomicamente em campo ou com auxílio de especialistas.

Foram calculados os seguintes parâmetros fitossociológicos para a comunidade: Densidade Relativa (DeR) valor que representa a proporção do número de indivíduos de uma determinada espécie em relação ao número total de indivíduos amostrados de todas as espécies, calculada pela fórmula:  $DeR = (ni/N) \times 100$ , onde: ni = número de indivíduos amostrados da espécie e N = número de indivíduos amostrados no total; Dominância Relativa por espécie (DoR) corresponde à proporção entre a área basal total de uma espécie e a área basal total de todas as espécies amostradas, calculada pela fórmula:  $DoR = (\sum ABI / ABT) \times 100$ , onde: ABI = Área basal do indivíduo da espécie, ABT = Soma das áreas basais de todas as espécies amostradas; Frequência Absoluta (FA) que corresponde a proporção entre o número de parcelas que uma espécie ocorre em relação ao total de parcelas, calculada pela formula:  $FA = (Psp/Ptotal) \times 100$ , onde Psp = Número de parcelas onde a espécie ocorre, Ptotal = Número de parcelas total; Frequência Relativa (FR) resulta da frequência absoluta de cada espécie e da soma das frequências absolutas de todas as espécies amostradas é calculada pela fórmula:  $(FA/FAT) \times 100$ , onde: FA = Frequência absoluta da espécie, FAT = Frequência total (soma das Frequências absolutas); Índice de Valor de Importância (IVI) que indica o grau em que a espécie se encontra estabelecida na comunidade foi usada a fórmula:  $IVI = DeR + FR + DoR$ , onde: DeR = Densidade Relativa, FR = Frequência Relativa e DoR = Dominância relativa por espécie e Valor de Importância a partir da formula:  $IVI/3 = VI(\%)$  (MORO; MARTINS, 2011).

Estes dados foram comparados com 13 parcelas amostradas em 04 florestas ripárias próximas à cidade de Ipameri, todas localizadas em reservas legais na zona rural e na porção próxima aos recursos hídricos onde foram plotadas as parcelas no interior florestal de 80 a 100 m de distância da borda florestal sendo consideradas em bom estágio de conservação (OLIVEIRA et al., 2023).

### **Florestas Urbanas x Rurais (comparação entre riqueza, densidade e área basal)**

Devido ao maior número de parcelas na zona urbana, optou-se por testes não paramétricos para verificar a existência de diferenças entre a mediana da riqueza, densidade e área basal entre a zona urbana e rural empregando o teste de Brunner-Munzel (BRUNNER e MUNZEL, 2000), próprio para dados não paramétricos. O gráfico de Violino, que retrata a distribuição de dados, (HINTZE; NELSON, 1998) foi realizado em sobreposição ao gráfico de Box-Plot (YU, 2022), para representar as diferenças entre riqueza, densidade e área basal das florestas em zona urbana e rural.

### **Florestas Urbanas x Rurais - Riqueza e estimadores de riqueza**

A riqueza de espécies (número de espécies presentes em cada parcela), o índice de diversidade de Shannon e a equitabilidade de Pielou (MOUILLOT; LEPRÊTRE, 1999) foram calculados e comparados entre as parcelas presentes nas zonas urbanas e rurais. O teste t de Hucheson foi realizado para a comparação dos índices de diversidades de Shannon. A riqueza de espécies foi estimada através de 1.000 randomizações, utilizando o estimador Chao 1 indicado para amostragens pequenas (CHAO et al., 2009), utilizando-se o *software* ESTIMATES 7.5, conforme os métodos de Colwell (2013).

### **Florestas Urbanas x Rurais - Similaridade florística e estrutural**

A similaridade das parcelas da zona urbana e rural foi comparada tanto para a presença e ausência de espécies quanto ao número de indivíduos por espécie. O coeficiente de similaridade de Jaccard foi empregado para avaliar a similaridade baseado na presença/ausência da espécie nas parcelas e Morisita-Horn para o número de indivíduos por espécie. Esses índices variam de 0 a 1, sendo que valores próximos a 1 indicam alta similaridade e valores próximos a 0 indicam baixa similaridade. A técnica de agrupamento média de grupo foi utilizada para confecção de um dendrograma de similaridade para ambos os índices. O coeficiente de correlação cofenética, equivalente ao coeficiente de Pearson, cuja função é aferir a concordância entre os agrupamentos obtidos e a matriz de distâncias original (CAPP; NIENOV, 2020), foi empregado para produção dos dendrogramas. A média de grupo foi considerada como a melhor técnica para realização de dendrogramas para dados de inventários florestais, pois possui elevado coeficiente de correlação cofenética em comparação a outras técnicas de agrupamento (ALBUQUERQUE et al., 2022).

Foram realizadas, ainda, duas Análises de Coordenadas Principais (PCoA), uma para o índice de Jaccard e outra para o índice de Morisita-Horn. A PCoA foi considerada como uma das análises mais indicadas para verificar padrões locais de espécies vegetais em comparação com às diversas técnicas de ordenação (WILDI, 2018). Baseado nos dendrogramas de

similaridade e PCoA foram definidos dois grupos de parcelas, um formado majoritariamente pelas parcelas da zona rural (consideradas aqui como parcelas em bom estágio de conservação) e outro formado apenas por parcelas presentes no perímetro urbano (consideradas como parcelas antropizadas da zona urbana). Para evidenciar que estes grupos de fato são diferentes foi realizado uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (Permutational Multivariate Analysis of Variance - PERMANOVA). Essa análise permite avaliar se há diferenças significativas na composição florística entre áreas com diferentes graus de conservação, como ocorreu neste estudo, nos gradientes ambientais ou nos tratamentos experimentais e considerou-se por Anderson e Walsh (2013) como uma análise mais robusta na detecção de variações na composição de comunidades em relação à ANOSIN e teste de Mantel.

Após a determinação dos grupos, realizou-se a Análise de Espécies Indicadoras (IndVal), técnica capaz de identificar espécies características entre dois ou mais grupos (LEGENDRE; LEGENDRE, 2019). A análise combina duas métricas: a fidelidade (frequência com que uma espécie ocorre dentro de um grupo específico) e especificidade (exclusividade da ocorrência da espécie em relação a esse grupo, ou seja, se está presente apenas ou principalmente nesse grupo). O IndVal varia de 0 a 100% cujos maiores valores indicam que a espécie é um bom marcador daquele grupo específico e foi considerado por Asadi et al. (2021) como o mais eficiente para identificar espécies representativas de grupos de plantas, em comparação a outros oito (08) indicadores de grupos.

### **Aquisição e processamento das imagens aéreas obtidas a partir de uma aeronave remotamente pilotada**

A proposta inicial do estudo seria o sobrevoo de todas as parcelas localizadas na zona urbana e rural. No entanto, a alta incidência de gramíneas e plantas invasoras nas parcelas urbanas inviabilizou a utilização de algumas áreas, uma vez que a resposta espectral destes alvos se confundia com outros alvos de interesse. Sendo assim, foram selecionadas 10 parcelas para a aquisição de imagens aéreas, 5 parcelas na área urbana e 5 parcelas na zona rural. A coleta dos dados ocorreu na estação chuvosa por conta do vigor vegetativo dos indivíduos que melhora a resposta espectral dos alvos.

A ARP utilizada para aquisição das imagens foi o DJI Mavic 3M pertencente ao Laboratório de Inventário Florestal e Ecologia da Universidade Estadual de Goiás – Unidade Ipameri (LIFE-UEG) adquirido pelo Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal. Os voos foram planejados no software DJI Pilot e seguiram os seguintes parâmetros: altura de 40 metros, sobreposição frontal de 70%, sobreposição lateral de 60%, velocidade 3m/s e as imagens foram feitas com a câmera em um ângulo de -90° em relação ao solo. Os voos foram realizados em dias ensolarados entre as 10:00 e 14:00, afim de evitar sombras e obter melhor

luminosidade conforme esquema da figura 2. O processamento das imagens obtidas foi feito utilizando o software Agisoft Metashape Professional (AGISOFT, 2022)

Apesar da ARP utilizada no estudo possuir sensores multiespectrais, optou-se por utilizar apenas dados RGB, que apresentam as bandas vermelho (R), verde (G) e azul (B) do espectro eletromagnético. Essa escolha foi feita porque aumenta a replicabilidade do estudo, uma vez que ARPs com sensores RGB são mais acessíveis e comuns que equipamentos com sensores multiespectrais.

### **Índices de vegetação na análise da cobertura vegetal**

Para cada área sobrevoada foi criada uma camada vetorial shapefile utilizando coordenadas geográficas obtidas em campo, com o objetivo de delimitar a área da parcela. Utilizando cada camada vetorial foi feito o recorte do ortomosaico para cada parcela avaliada. Foram calculados utilizando a “calculadora raster” 10 índices de vegetação (Tabela 1) para 1 parcela da zona rural e 1 parcela da zona urbana. Utilizando técnicas de interpretação visual de imagens (PANIZZA; FONSECA, 2011), o índice de vegetação que apresentou o melhor resultado para mensuração da cobertura vegetal foi o *Excess of Green* (ExG). O índice de vegetação escolhido foi calculado para todas as parcelas sobrevoadas.

Para uma melhor separação dos alvos na superfície terrestre (água, solo exposto, gramíneas, arbustos, árvores) cada arquivo raster contendo o índice de vegetação foi classificado de acordo com os valores de cada alvo. A separação visual dos alvos foi feita utilizando a simbologia “RedYellowGreen”, onde os menores valores são representados em vermelho (água/solo exposto), passando pelo amarelo indicando valores intermediários (gramíneas/arbustos) e o verde que representa os maiores valores (árvores). Como o objetivo da análise era determinar a cobertura vegetal da parcela, foi determinado que pixels com valores iguais ou superiores a 20,00 seriam considerados como vegetação e os valores inferiores como as demais classes. Em seguida, foi feita a quantificação dos valores dos pixels utilizando a ferramenta “*reporta camada raster de valor único*” e a partir da área de cada pixel (resolução espacial) foi calculada a área representada pelos pixels com valor igual ou maior a 20,00. Todos os procedimentos foram feitos utilizando o software QGIS.

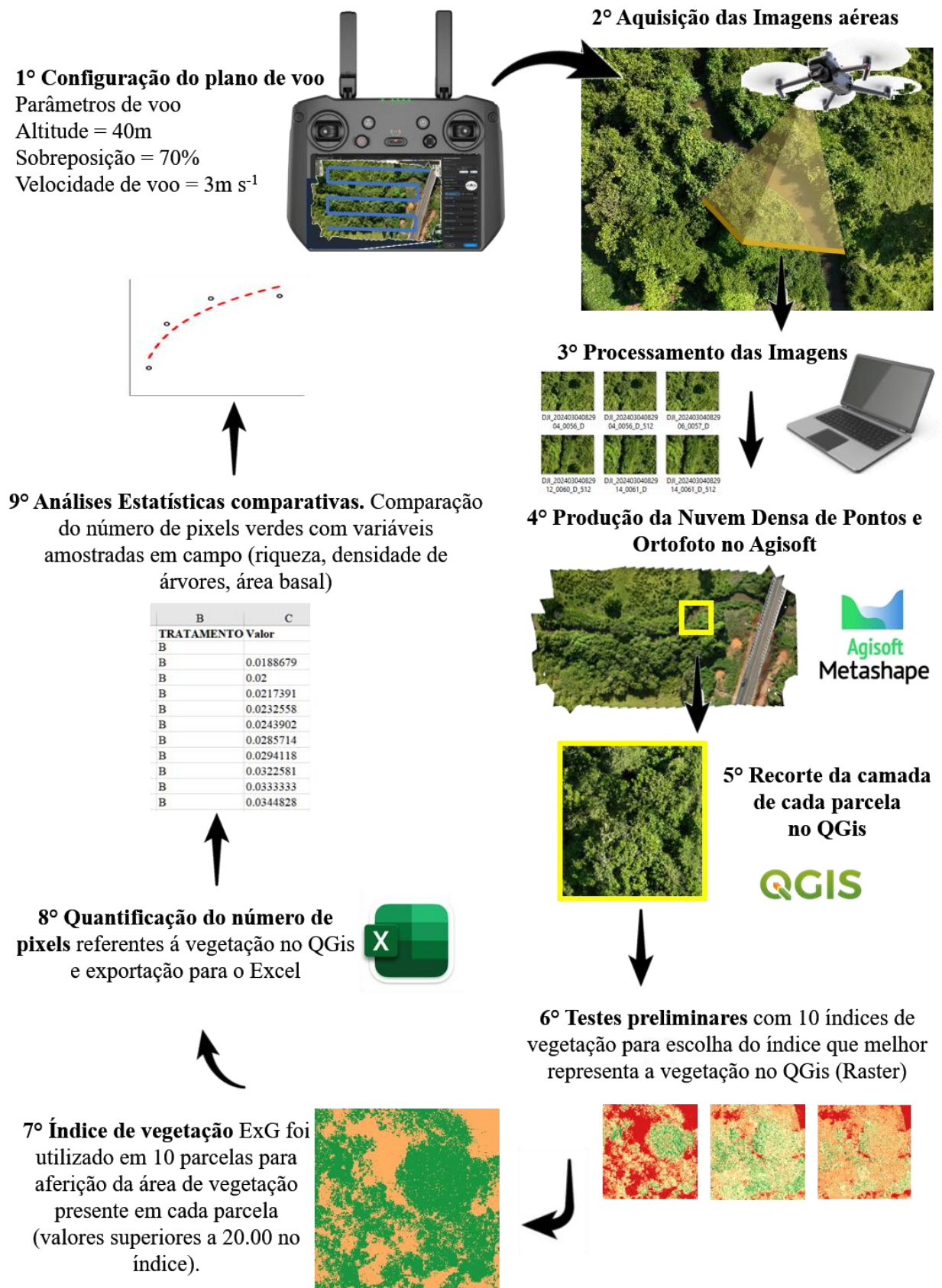
**Tabela 1.** Índices de vegetação calculados no *software* QGIS utilizando-se a ferramenta RASTER

| Nome do índice                                      | Sigla   | Fórmula               |
|-----------------------------------------------------|---------|-----------------------|
| <i>Excess of green</i>                              | ExG     | $2G-R-B$              |
| <i>Green Ratio (Green Chromatic Coordinate)</i>     | GCC     | $G/(B+G+R)$           |
| <i>Greenness Index</i>                              | GR      | $G/R$                 |
| <i>Modified Green Red Vegetation Index</i>          | MGRVI   | $(G^2-R^2)/(G^2+R^2)$ |
| <i>Modified Visible Atmospheric Resistant Index</i> | MVARI   | $(G-B)/(G+R-B)$       |
| <i>Normalized Green-Red Ratio</i>                   | Norm_GR | $(G-R)/(G+R)$         |
| <i>Red Green Ratio Index</i>                        | RGRI    | $R-G$                 |
| <i>Triangular Greenness Index</i>                   | TGI     | $G-(0.39*R)-(0.61*B)$ |
| <i>Visible Atmospherically Resistant Index</i>      | VARI    | $(G-R)/(G+R-B)$       |
| <i>Visible-band Difference Vegetation Index</i>     | VDVI    | $(2*G-R-B)/(2*G+R+B)$ |

Fonte: Próprios autores. Onde G = Verde, R = Vermelho, B = Azul.

Para analisar se existe diferença entre a cobertura vegetal das parcelas localizadas na zona urbana e rural foi aplicado um teste T. Verificou-se também a relação entre a área de cobertura vegetal e os parâmetros de riqueza, densidade e área basal de cada parcela. Para isso foram utilizadas regressões lineares simples utilizando a área de cobertura vegetal como variável preditora e os parâmetros de riqueza, densidade e área basal como variáveis resposta. O *software* utilizado para compilação dos dados foi o Excel 2019 e as análises foram realizadas no *software* Jamovi (R CORE TEAM, 2024; THE JAMOVİ PROJECT, 2024) e PAST (HAMMER et al., 2024).

**Figura 2.** Esquema metodológico desde a configuração do plano de voo, processamento de imagens no Agisoft e Qgis e análise de dados.



#### 4. RESULTADOS

##### Composição florística e estrutura horizontal das parcelas urbanas

A amostragem resultou em um total de 308 indivíduos arbóreos vivos (345 ind. ha<sup>-1</sup>), pertencentes a 99 espécies distribuídas em 20 famílias botânicas. A elevada diversidade florística observada nas florestas ripárias urbanas, refletida pelo Índice de Shannon ( $H' = 4,32$ ) e pela Equabilidade de Pielou ( $J' = 0,91$ ), indica uma estrutura vegetal relativamente homogênea entre a vegetação arbórea (Tabela 2).

**Tabela 2.** Parâmetros gerais entre florestas ripárias consideradas conservadas e presentes na zona rural e florestas ripárias na zona urbana de Ipameri-GO. a = resultado do teste t de hutchenson ( $t = 0,028$ ,  $df = 719,46$ ,  $p = 0,977$ ).

| Parâmetro                                      | Urbana | Urbana (espécies nativas) | Rural |
|------------------------------------------------|--------|---------------------------|-------|
| Área amostral (ha <sup>-1</sup> )              | 0,92   | 0,92                      | 0,52  |
| Riqueza de espécies total                      | 99     | 68                        | 109   |
| Chao1 Estimador (0,52 ha <sup>-1</sup> )       | 105    | 82                        | 137   |
| Densidade de Árvores.ha <sup>-1</sup>          | 347    | 310                       | 1275  |
| Área Basal (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> ) | 10,32  | 8,14                      | 26,35 |
| Shannon_(H)                                    | 4,29a  | 3,9a                      | 4,15a |
| Equitabilidade (J)                             | 0,90   | 0,90                      | 0,87  |

A composição florística foi composta majoritariamente por espécies nativas que apresentaram ampla distribuição (alta frequência relativa), densidade e dominância, no entanto as espécies exóticas como a Manga (*Mangifera indica*), Bananeira (*Musa* sp) e Leucena (*Leucaena leucocephala*) estiveram entre as 20 espécies com maior valor de importância dessas florestas ripárias urbanas (Tabela 3). Dentre as espécies nativas mais importantes ocorreram desde espécies comuns em florestas ripárias e ambientes úmidos, como *Inga laurina*, *Cecropia pachystachya*, *Guarea guidonea*, espécies generalistas de ambientes florestais como *Tapirira guianensis*, *Anadenanthera peregrina* e *Matayba guianensis* assim como espécies típicas de Cerrado Stricto Sensu como *Xylopia aromatica*, *Machaerium acutifolium*, *Qualea grandiflora* e *Curatella americana*. O fato de haver espécies exóticas e uma mistura entre espécies de diversas fitofisionomias de Cerrado favoreceu a alta riqueza encontrada dentro da zona urbana de Ipameri. A composição florística foi composta majoritariamente por espécies nativas, embora algumas espécies exóticas como *Aleurites moluccanus* e *Mangifera indica* também tenha sido registrada nesse grupo. As espécies nativas demonstraram ampla distribuição e dominância em diversos pontos de coleta, reforçando sua importância na estrutura da comunidade. Espécies como *Cecropia pachystachya*, *Inga laurina*, *Guarea guidonea*, *Cedrela fissilis* e *Tapirira guianensis*

destacaram-se pelo maior número de indivíduos e área basal associada. Já *Mangifera indica* e *Aleurites moluccanus* apresentaram elevada área basal individual, mas baixa frequência, indicando ocorrência pontual de indivíduos adultos bem desenvolvidos.

**Tabela 3.** Lista dos parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de VI%, das espécies presentes de 23 parcelas de florestas ripárias na cidade de Ipameri/GO.

| Espécies                        | Nº | Ind<br>(ha <sup>-1</sup> ) | DeR<br>(%) | AB<br>(cm <sup>2</sup> ) | Ab<br>(cm <sup>2</sup> . ha <sup>-1</sup> ) | DoR<br>(%) | FrA<br>(%) | FrR<br>(%) | VI<br>(%) |
|---------------------------------|----|----------------------------|------------|--------------------------|---------------------------------------------|------------|------------|------------|-----------|
| <i>Cecropia pachysrachya</i>    | 16 | 18,18                      | 4,64       | 1874,12                  | 2129,68                                     | 1,97       | 8,00       | 4,62       | 4,62      |
| <i>Inga laurina</i>             | 13 | 14,77                      | 3,77       | 6463,44                  | 7344,82                                     | 6,80       | 7,00       | 4,05       | 4,05      |
| <i>Guarea guidonea</i>          | 13 | 14,77                      | 3,77       | 2919,52                  | 3317,63                                     | 3,07       | 6,00       | 3,47       | 3,47      |
| <i>Psidium guajava</i>          | 15 | 17,05                      | 4,35       | 934,32                   | 1061,73                                     | 0,98       | 5,00       | 2,89       | 2,89      |
| <i>Sapium haemateospermium</i>  | 12 | 13,64                      | 3,48       | 3693,27                  | 4196,90                                     | 3,89       | 5,00       | 2,89       | 2,89      |
| <i>Anadenanthera peregrina</i>  | 14 | 15,91                      | 4,06       | 5239,22                  | 5953,66                                     | 5,52       | 4,00       | 2,31       | 2,31      |
| <i>Mangifera indica</i>         | 10 | 11,36                      | 2,90       | 9313,45                  | 10583,46                                    | 9,80       | 4,00       | 2,31       | 2,31      |
| <i>Tapirira guianensis</i>      | 12 | 13,64                      | 3,48       | 2693,46                  | 3060,75                                     | 2,84       | 4,00       | 2,31       | 2,31      |
| <i>Xylopia aromatica</i>        | 7  | 7,95                       | 2,03       | 358,02                   | 406,84                                      | 0,38       | 4,00       | 2,31       | 2,31      |
| <i>Zanthoxylum rhoifolium</i>   | 5  | 5,68                       | 1,45       | 853,84                   | 970,27                                      | 0,90       | 4,00       | 2,31       | 2,31      |
| <i>Erythroxylum campestre</i>   | 4  | 4,55                       | 1,16       | 158,28                   | 179,86                                      | 0,17       | 3,00       | 1,73       | 1,73      |
| <i>Leucaena leucocephala</i>    | 7  | 7,95                       | 2,03       | 1608,40                  | 1827,73                                     | 1,69       | 3,00       | 1,73       | 1,73      |
| <i>Machaerium acutifolium</i>   | 3  | 3,41                       | 0,87       | 809,86                   | 920,30                                      | 0,85       | 3,00       | 1,73       | 1,73      |
| <i>Matayba guianensis</i>       | 12 | 13,64                      | 3,48       | 2377,77                  | 2702,02                                     | 2,50       | 3,00       | 1,73       | 1,73      |
| <i>Myrcia splendens</i>         | 4  | 4,55                       | 1,16       | 698,21                   | 793,42                                      | 0,74       | 3,00       | 1,73       | 1,73      |
| <i>Nectandra cissiflora</i>     | 4  | 4,55                       | 1,16       | 1009,44                  | 1147,09                                     | 1,06       | 3,00       | 1,73       | 1,73      |
| <i>Anacardium occidentale</i>   | 2  | 2,27                       | 0,58       | 308,12                   | 350,14                                      | 0,32       | 2,00       | 1,16       | 1,16      |
| <i>Cestrum intermedium</i>      | 2  | 2,27                       | 0,58       | 46,15                    | 52,45                                       | 0,05       | 2,00       | 1,16       | 1,16      |
| <i>Curatella americana</i>      | 5  | 5,68                       | 1,45       | 1063,87                  | 1208,94                                     | 1,12       | 2,00       | 1,16       | 1,16      |
| <i>Erythrina speciosa</i>       | 4  | 4,55                       | 1,16       | 676,89                   | 769,19                                      | 0,71       | 2,00       | 1,16       | 1,16      |
| <i>Jacaranda mimosifolia</i>    | 6  | 6,82                       | 1,74       | 832,78                   | 946,34                                      | 0,88       | 2,00       | 1,16       | 1,16      |
| <i>Lithraea molleoides</i>      | 2  | 2,27                       | 0,58       | 127,32                   | 144,69                                      | 0,13       | 2,00       | 1,16       | 1,16      |
| <i>Machaerium acutifolium</i>   | 4  | 4,55                       | 1,16       | 3267,61                  | 3713,19                                     | 3,44       | 2,00       | 1,16       | 1,16      |
| <i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> | 2  | 2,27                       | 0,58       | 288,55                   | 327,90                                      | 0,30       | 2,00       | 1,16       | 1,16      |
| <i>Myrsine guianensis</i>       | 3  | 3,41                       | 0,87       | 96,37                    | 109,51                                      | 0,10       | 2,00       | 1,16       | 1,16      |
| <i>Persea americana</i>         | 2  | 2,27                       | 0,58       | 1230,27                  | 1398,03                                     | 1,30       | 2,00       | 1,16       | 1,16      |
| <i>Platonia insignis</i>        | 2  | 2,27                       | 0,58       | 6366,20                  | 7234,32                                     | 6,70       | 2,00       | 1,16       | 1,16      |
| <i>Qualea grandiflora</i>       | 4  | 4,55                       | 1,16       | 1355,76                  | 1540,64                                     | 1,43       | 2,00       | 1,16       | 1,16      |
| <i>Randia armata</i>            | 5  | 5,68                       | 1,45       | 376,00                   | 427,28                                      | 0,40       | 2,00       | 1,16       | 1,16      |
| <i>Siparuna guianensis</i>      | 5  | 5,68                       | 1,45       | 301,30                   | 342,39                                      | 0,32       | 2,00       | 1,16       | 1,16      |
| <i>Tachigali subvelutina</i>    | 4  | 4,55                       | 1,16       | 888,32                   | 1009,46                                     | 0,94       | 2,00       | 1,16       | 1,16      |
| <i>Tibouchina granulosa</i>     | 6  | 6,82                       | 1,74       | 1439,16                  | 1635,41                                     | 1,52       | 2,00       | 1,16       | 1,16      |
| <i>Virola urbaniana</i>         | 9  | 10,23                      | 2,61       | 822,11                   | 934,22                                      | 0,87       | 2,00       | 1,16       | 1,16      |
| <i>Leptolobium elegans</i>      | 1  | 1,14                       | 0,29       | 58,01                    | 65,92                                       | 0,06       | 1,00       | 0,58       | 0,58      |
| <i>Acrocomia aculeata</i>       | 1  | 1,14                       | 0,29       | 630,33                   | 716,29                                      | 0,66       | 1,00       | 0,58       | 0,58      |
| <i>Aleurites moluccanus</i>     | 4  | 4,55                       | 1,16       | 1122,04                  | 1275,05                                     | 1,18       | 1,00       | 0,58       | 0,58      |
| <i>Annona emarginata</i>        | 1  | 1,14                       | 0,29       | 45,84                    | 52,09                                       | 0,05       | 1,00       | 0,58       | 0,58      |

|                                     |    |       |      |         |         |      |      |      |      |
|-------------------------------------|----|-------|------|---------|---------|------|------|------|------|
| <i>Bambusa vulgaris</i>             | 2  | 2,27  | 0,58 | 88,17   | 100,20  | 0,09 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Bauhinia forticata</i>           | 1  | 1,14  | 0,29 | 49,74   | 56,52   | 0,05 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Blepharocalyx salicifolius</i>   | 1  | 1,14  | 0,29 | 23,00   | 26,13   | 0,02 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Bowdichia virgilioides</i>       | 1  | 1,14  | 0,29 | 31,83   | 36,17   | 0,03 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Calophyllum brasiliense</i>      | 1  | 1,14  | 0,29 | 16,73   | 19,01   | 0,02 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Cariniana estrellensis</i>       | 1  | 1,14  | 0,29 | 45,84   | 52,09   | 0,05 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Cayaponia racemosa</i>           | 4  | 4,55  | 1,16 | 677,28  | 769,64  | 0,71 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Cecropia angustifolia</i>        | 1  | 1,14  | 0,29 | 258,55  | 293,80  | 0,27 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Ceiba speciosa</i>               | 2  | 2,27  | 0,58 | 3215,65 | 3654,14 | 3,39 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Cestrum laevigatum</i>           | 1  | 1,14  | 0,29 | 62,39   | 70,90   | 0,07 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Chrysophyllum gonocarpum</i>     | 2  | 2,27  | 0,58 | 721,05  | 819,38  | 0,76 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Cinnamomum verum</i>             | 1  | 1,14  | 0,29 | 133,77  | 152,01  | 0,14 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Citrus reticulata</i>            | 3  | 3,41  | 0,87 | 170,69  | 193,97  | 0,18 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Coccoloba mollis</i>             | 1  | 1,14  | 0,29 | 161,14  | 183,12  | 0,17 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Coussarea hydrangeaefolia</i>    | 6  | 6,82  | 1,74 | 607,65  | 690,52  | 0,64 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Croton urucurana</i>             | 1  | 1,14  | 0,29 | 25,78   | 29,30   | 0,03 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Cupania vernalis</i>             | 1  | 1,14  | 0,29 | 140,37  | 159,52  | 0,15 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Dalbergia miscolobium</i>        | 1  | 1,14  | 0,29 | 277,01  | 314,78  | 0,29 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Diospyros hispida</i>            | 1  | 1,14  | 0,29 | 45,84   | 52,09   | 0,05 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Dipteryx alata</i>               | 4  | 4,55  | 1,16 | 498,87  | 566,90  | 0,53 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Enterolobium contortisliquum</i> | 1  | 1,14  | 0,29 | 1089,34 | 1237,88 | 1,15 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Erythroxylum daphnites</i>       | 1  | 1,14  | 0,29 | 103,13  | 117,20  | 0,11 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Erythroxylum deciduum</i>        | 1  | 1,14  | 0,29 | 35,09   | 39,88   | 0,04 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Eucalyptus ssp.</i>              | 1  | 1,14  | 0,29 | 602,32  | 684,46  | 0,63 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Eugenia klotzchiana</i>          | 1  | 1,14  | 0,29 | 28,73   | 32,64   | 0,03 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Eugenia pyriformis</i>           | 1  | 1,14  | 0,29 | 53,79   | 61,13   | 0,06 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Genipa amaricana</i>             | 1  | 1,14  | 0,29 | 509,30  | 578,75  | 0,54 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Guarea macrophylla</i>           | 2  | 2,27  | 0,58 | 344,49  | 391,47  | 0,36 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Guazuma ulmifolia</i>            | 1  | 1,14  | 0,29 | 258,55  | 293,80  | 0,27 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Guettarda pohliana</i>           | 1  | 1,14  | 0,29 | 31,83   | 36,17   | 0,03 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Guettarda viburnoides</i>        | 1  | 1,14  | 0,29 | 31,83   | 36,17   | 0,03 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Handroanthus albus</i>           | 4  | 4,55  | 1,16 | 5174,92 | 5880,59 | 5,45 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Handroanthus heptaphyllus</i>    | 1  | 1,14  | 0,29 | 1790,49 | 2034,65 | 1,88 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Inga edulis</i>                  | 2  | 2,27  | 0,58 | 381,73  | 433,79  | 0,40 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Inga sessilis</i>                | 4  | 4,55  | 1,16 | 182,63  | 207,53  | 0,19 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Inga vera</i>                    | 2  | 2,27  | 0,58 | 946,10  | 1075,11 | 1,00 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Joannesia princeps</i>           | 1  | 1,14  | 0,29 | 25,78   | 29,30   | 0,03 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Maclura tinctoria</i>            | 1  | 1,14  | 0,29 | 62,39   | 70,90   | 0,07 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Matayba elaeagnoides</i>         | 1  | 1,14  | 0,29 | 58,01   | 65,92   | 0,06 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Mauritia flexuosa</i>            | 2  | 2,27  | 0,58 | 1248,49 | 1418,74 | 1,31 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Miconia cuspidata</i>            | 2  | 2,27  | 0,58 | 606,78  | 689,52  | 0,64 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Miconia minutiflora</i>          | 1  | 1,14  | 0,29 | 140,37  | 159,52  | 0,15 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Musa sp</i>                      | 11 | 12,50 | 3,19 | 2888,58 | 3282,48 | 3,04 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Myrsine umbellata</i>            | 1  | 1,14  | 0,29 | 447,62  | 508,66  | 0,47 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Nectandra lanceolata</i>         | 1  | 1,14  | 0,29 | 140,37  | 159,52  | 0,15 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Platypodium elegans</i>          | 1  | 1,14  | 0,29 | 574,95  | 653,35  | 0,61 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |

|                                |    |       |      |         |         |      |      |      |      |
|--------------------------------|----|-------|------|---------|---------|------|------|------|------|
| <i>Plinia cauliflora</i>       | 2  | 2,27  | 0,58 | 173,48  | 197,14  | 0,18 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Qualea parviflora</i>       | 1  | 1,14  | 0,29 | 346,64  | 393,91  | 0,36 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Roystonea oleracea</i>      | 1  | 1,14  | 0,29 | 191,07  | 217,12  | 0,20 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Rudgea virburnoides</i>     | 1  | 1,14  | 0,29 | 86,66   | 98,48   | 0,09 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Schefflera morototoni</i>   | 1  | 1,14  | 0,29 | 23,00   | 26,13   | 0,02 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Schinus terebinthifolia</i> | 1  | 1,14  | 0,29 | 168,39  | 191,35  | 0,18 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Senegalia polyphylla</i>    | 6  | 6,82  | 1,74 | 561,56  | 638,14  | 0,59 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Spondias dulcis</i>         | 1  | 1,14  | 0,29 | 1070,79 | 1216,81 | 1,13 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Spondias mombin</i>         | 3  | 3,41  | 0,87 | 1240,93 | 1410,15 | 1,31 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Syagrus oleracea</i>        | 2  | 2,27  | 0,58 | 439,67  | 499,62  | 0,46 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Tabebuia roseoalba</i>      | 1  | 1,14  | 0,29 | 49,74   | 56,52   | 0,05 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Tabebuia ochracea</i>       | 2  | 2,27  | 0,58 | 308,12  | 350,14  | 0,32 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Tachigali chrysophylla</i>  | 1  | 1,14  | 0,29 | 249,55  | 283,59  | 0,26 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Tapirira obtusa</i>         | 2  | 2,27  | 0,58 | 931,77  | 1058,83 | 0,98 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Terminalia argentea</i>     | 1  | 1,14  | 0,29 | 28,73   | 32,64   | 0,03 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Vernonia sp.</i>            | 1  | 1,14  | 0,29 | 240,72  | 273,55  | 0,25 | 1,00 | 0,58 | 0,58 |
| <i>Não identificada</i>        | 10 | 11,36 | 2,90 | 1521,76 | 1729,27 | 1,60 | 4,00 | 2,31 | 2,31 |

Nº = número de indivíduos; DeR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FrR = frequência relativa; FrA = frequência absoluta; VI% = valor de importância; AB = Área basal; Ab.ha<sup>-1</sup> = Área basal por hectare.

### Florestas Urbanas x Rurais (comparação entre riqueza, densidade e área basal)

O teste de Brunner-Munzel demonstrou haver menor riqueza, densidade arbórea e área basal nas florestas ripárias da zona urbana. Nas parcelas da zona rural era comum haver mais de 15 espécies no interior das parcelas enquanto que na zona urbana raramente ultrapassava 10 exceto em algumas parcelas em áreas mais conservadas dentro da cidade nos córregos Matadouro e Vai-e-Vem (Figura 3A). A densidade arbórea também apresentou resultados discrepantes: nas parcelas da zona rural a densidade arbórea frequentemente estava próxima ou superior a 35 árvores por parcela e na zona urbana poucas vezes ultrapassou 25 árvores (Figura 3B). O mesmo foi observado para área basal: na zona rural, houveram muitas parcelas com mais de 1,0 m<sup>2</sup> enquanto que na zona urbana a maioria das parcelas apresentou resultado menor que 0,6 m<sup>2</sup> de área basal (Figura 3C). As florestas ripárias urbanas apresentaram menores valores de riqueza, densidade e área basal em relação às florestas ripárias presentes na zona rural (Figura 3, BM = -98.81,  $p < 0.001$ ). De fato, o número de árvores e área basal por hectare na zona urbana foi inferior em 50%, em comparação com as florestas ripárias da zona rural (Tabela 2).

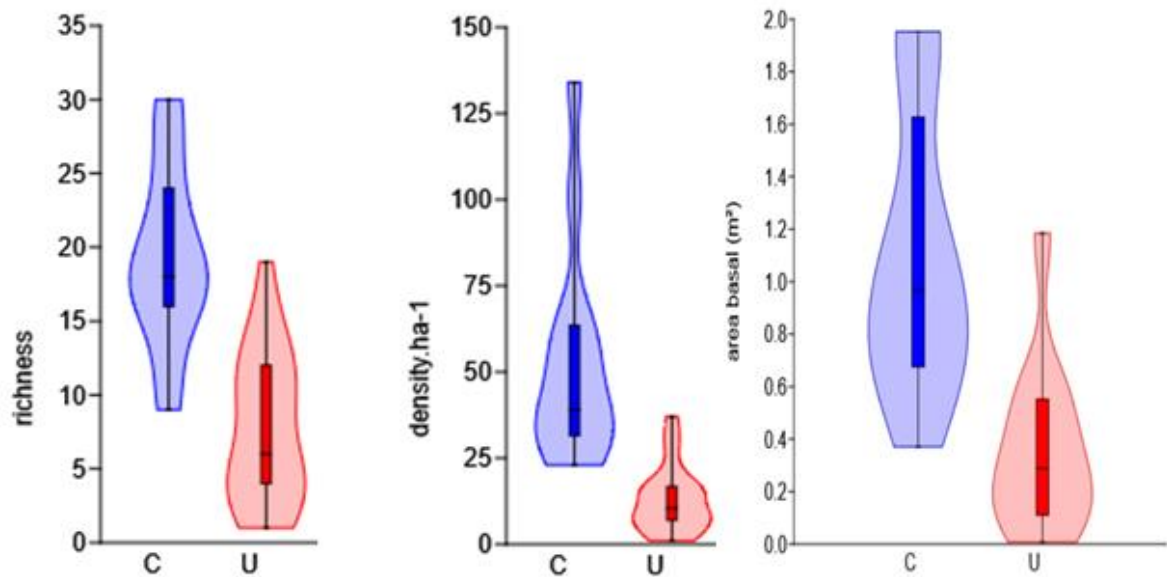


**Figura 3.** Gráfico de violino com Box-plot para riqueza (richness), densidade (density) e área basal (basal área) entre florestas ripárias conservadas localizadas em zona rural e florestas ripárias na zona urbana de Ipameri-GO. O teste de Brunner Munzel confirmou a diferença estatística entre as amostras (BM = -98.81,  $p < 0.001$ ).

#### **Florestas Urbanas x Rurais - Riqueza e estimadores de riqueza**

A riqueza total de espécies, o índice de diversidade de Shannon (teste t de Hutcheson) e a Equitabilidade de Pielou foram semelhantes entre as florestas na zona urbana e rural (Tabela 2). No entanto a área amostral da zona urbana foi quase o dobro em relação à zona rural, logo, apesar da riqueza de espécies ser semelhante, o estimador de riqueza intrapolado para a área amostral da zona rural (Figura 4) demonstrou que a área urbana obteve 28% a menos de espécies.

A curva de suficiência amostral demonstrou que para ambas as áreas (urbanas e rurais) não houve estabilização (Figura 4), portanto, mais parcelas devem ser plotadas em campo para o real conhecimento da flora arbórea nestas florestas.

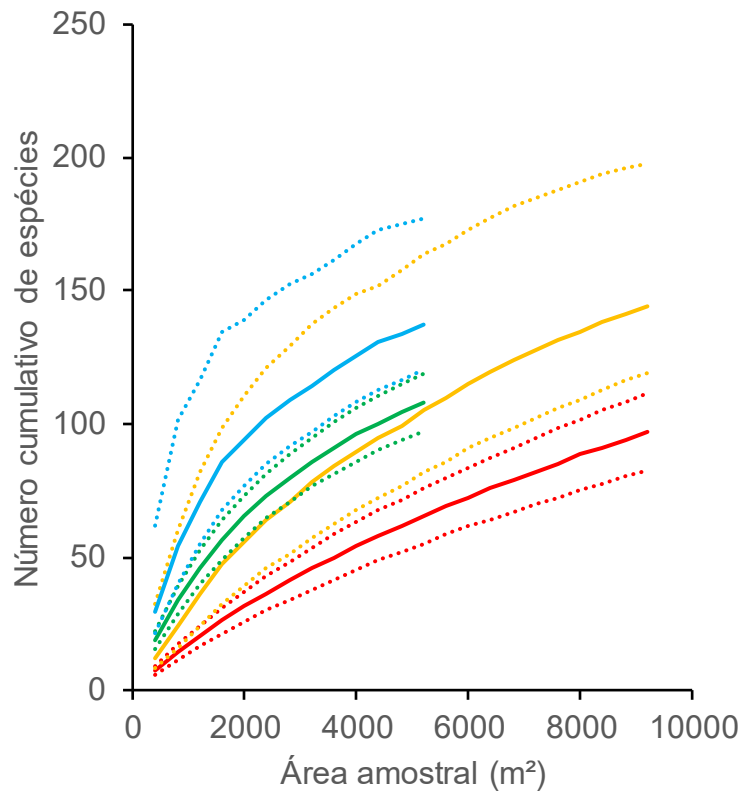


**Figura 4.** Vermelho = n° de espécies dentro do perímetro urbano, Verde = número de espécies na zona rural, Laranja = estimador Chao1 para o perímetro urbano, Azul = estimador Chao1 para a zona rural. Linhas sólidas = valores encontrados, Linhas pontilhadas = intervalo de confiança a 95% de confiabilidade.

#### **Florestas Urbanas x Rurais - Similaridade florística e estrutural**

O dendrograma de similaridade, baseado no índice de Jaccard, que considera a presença ou ausência das espécies nas parcelas, demonstrou haver três grupos distintos entre as parcelas das zonas urbana e rural. O G1 formado apenas por parcelas na zona urbana com maioria presente no córrego Vai-e-Vem (VV5, VV5a, VV8, VV1, Lj2, Lp1) e o G2 formado pelas demais parcelas. Este segundo grupo pode ser subdividido em outros dois grupos bastante distintos; o G2 formado por treze parcelas dos córregos do Atalho (At), Divisa (Dv), Vai-e-Vem (VV), Lajeado (Lj) e Matadouro (Mt) e o G3 formado por todas as parcelas da zona rural (C) e duas da zona urbana (Mt2, Mt4) (Figura 5).

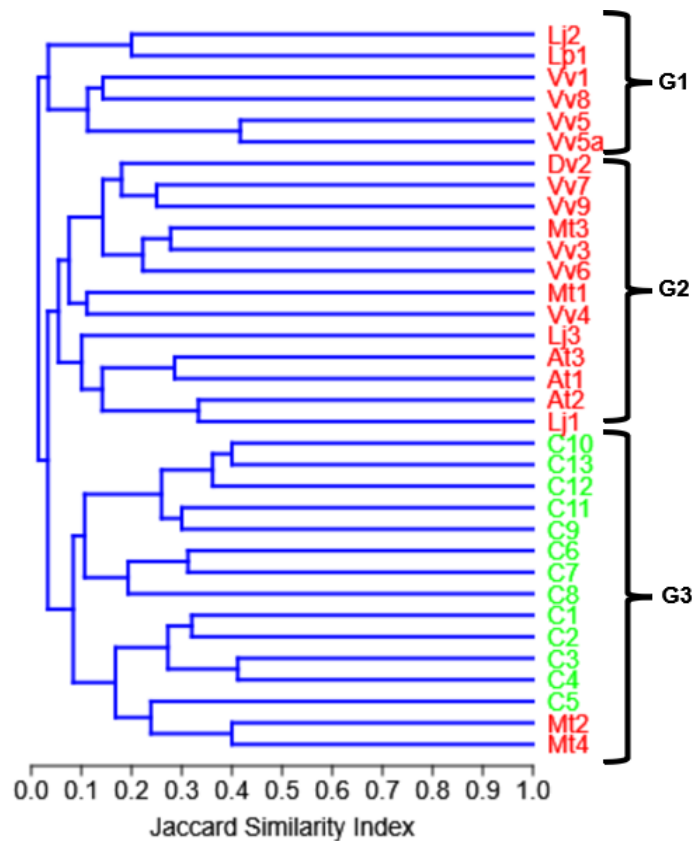


**Figura 5.** Dendrograma de similaridade para o índice de Jaccard em parcelas plotadas em florestas ripárias presentes em áreas conservadas da zona rural (em verde) e no perímetro urbano (em vermelho) de Ipameri-GO. O coeficiente de correlação cofenética foi de 0,81. Esse coeficiente avalia a fidelidade de um dendrograma em representar as distâncias entre os objetos agrupados, em relação à matriz original de dissimilaridades.

O dendrograma de similaridade baseado no índice de Morisita-Horn (que considera o número de árvores de cada espécie nas parcelas) formou dois grandes grupos: 1º grande grupo foi formado por praticamente todas as parcelas da zona urbana, exceto Mt1, Mt2 e Mt4. Este grupo pode ser subdividido em G1 com parcelas de todos os córregos da cidade e o G2 formado apenas por parcelas do córrego do Vai-e-Vem. O 2º grande grupo (G3) foi formado por todas as parcelas na zona rural e as parcelas Mt1, Mt2 e Mt4 da zona urbana (Figura 6).

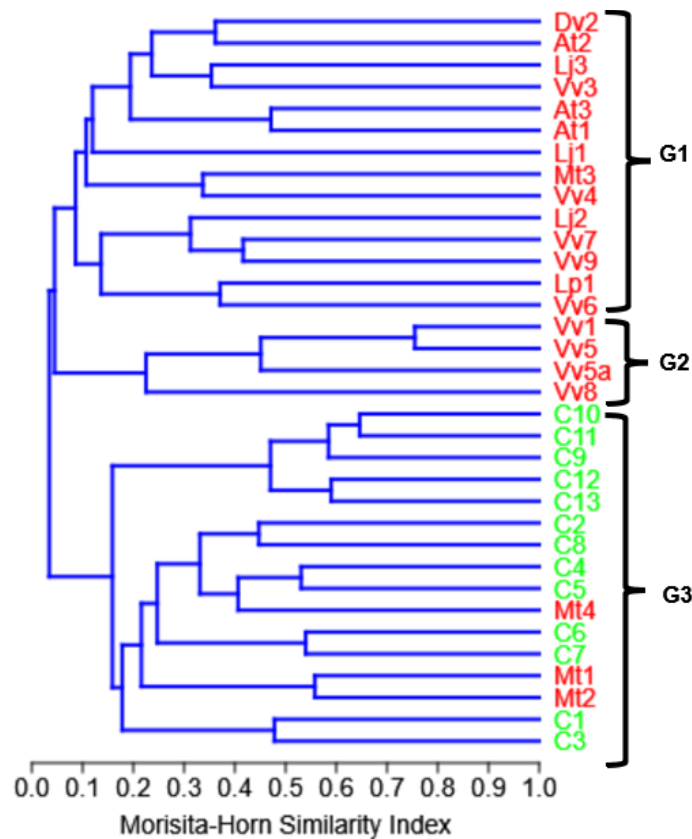


**Figura 6.** Dendrograma de similaridade para o índice de Morisita-Horn em parcelas plotadas em florestas ripárias presentes em áreas conservadas da zona rural (em verde) e no perímetro urbano (em vermelho) de Ipameri-GO. O coeficiente de correlação cofenética foi de 0,81. Esse coeficiente avalia a fidelidade de um dendrograma em representar as distâncias entre os objetos agrupados, em relação à matriz original de dissimilaridades.

A análise de coordenadas principais (PCoA) para os índices de Jaccard e Morisita-Horn demonstrou a formação de dois grandes grupos, um formado majoritariamente por parcelas localizadas em áreas conservadas da zona rural e algumas parcelas da zona urbana e outro formado apenas por parcelas da zona urbana. Para o índice de Jaccard três parcelas da zona urbana apresentaram similaridade próxima a parcelas da zona rural (Mt1, Mt2 e Mt4) (Figura 7). Para o índice de Morisita-Horn essas mesmas parcelas se assemelharam às parcelas da zona rural, porém com maior proximidade no gráfico (Figura 8).

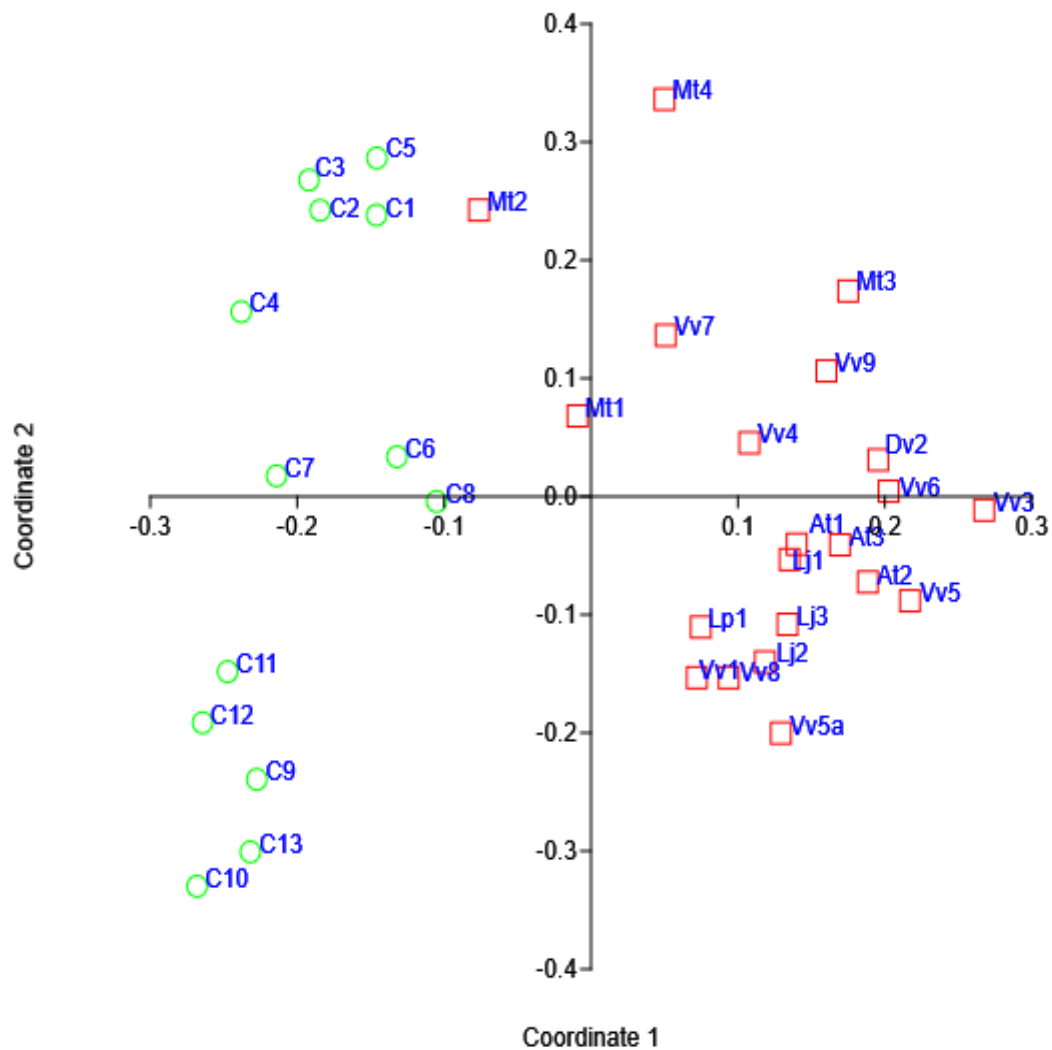


**Figura 7.** Análise de Coordenadas Principais para o índice de similaridade de Jaccard em parcelas plotadas nas zonas urbana (quadrados vermelhos) e rural (círculos verdes) na cidade de Ipameri-GO/Brasil.

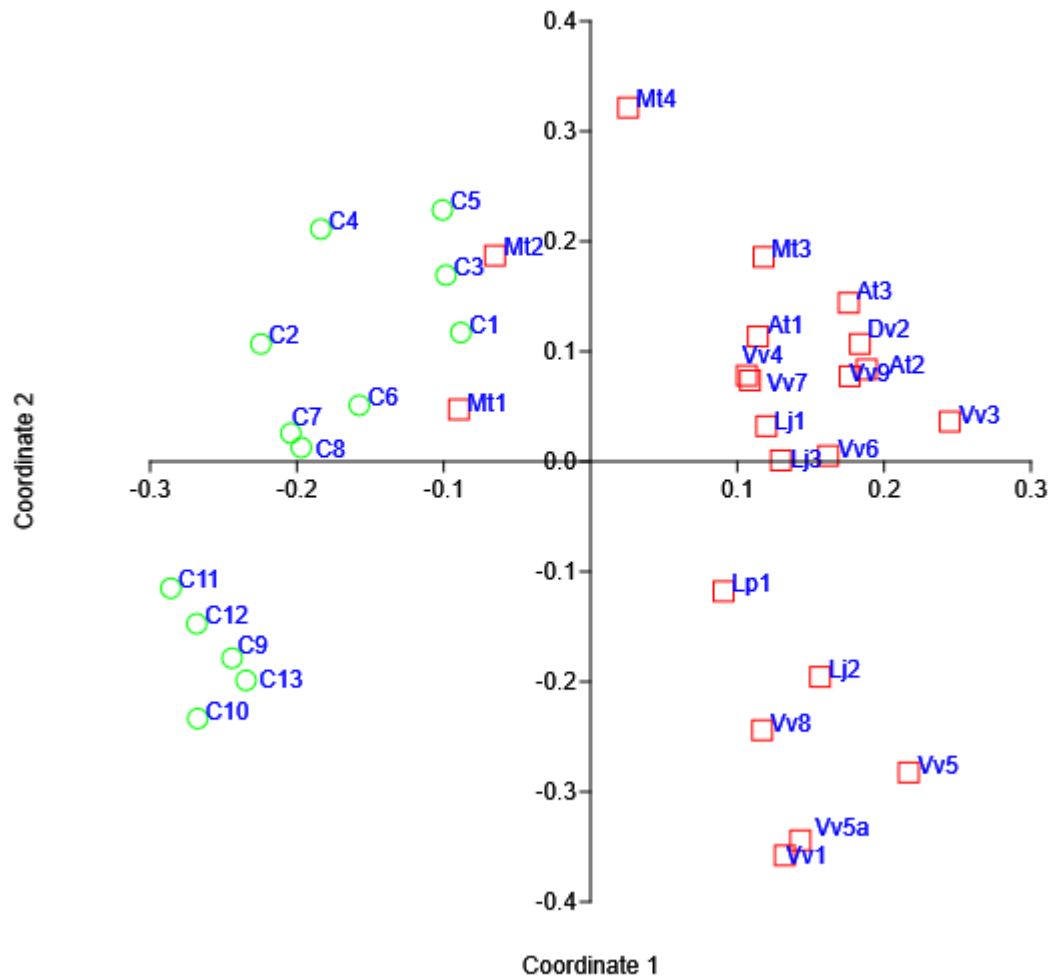


**Figura 8.** Análise de Coordenadas Principais para o índice de similaridade de Morisita-Horn em parcelas plotadas nas zonas urbana (quadrados vermelhos) e rural (círculos verdes) na cidade de Ipameri-GO.

A análise de espécies indicadoras (IndVal) apresentou 21 espécies indicadoras das florestas ripárias conservadas (incluindo as três parcelas do córrego do Matadouro) e seis espécies indicadoras de áreas antropizadas da zona urbana (Tabela 4).

**Tabela 4.** Análise de espécies indicadoras para florestas ripárias localizadas em diferentes condições ambientais na região de Ipameri-GO.

| Conservadas                     | Urbana                         |
|---------------------------------|--------------------------------|
| <i>Copaifera langsdorffii</i>   | <i>Erythroxylum campestre</i>  |
| <i>Cordia macrophylla</i>       | <i>Guarea guidonea</i>         |
| <i>Emmotum nitens</i>           | <i>Inga laurina</i>            |
| <i>Guatteria australis</i>      | <i>Leucaena leucocephala</i>   |
| <i>Licania apetala</i>          | <i>Mangifera indica</i>        |
| <i>Lithraea molleoides</i>      | <i>Sapium haemateospermium</i> |
| <i>Luehea grandiflora</i>       |                                |
| <i>Maprounea guianensis</i>     |                                |
| <i>Myracrodruon urundeuva</i>   |                                |
| <i>Myrcia splendens</i>         |                                |
| <i>Pera glabrata</i>            |                                |
| <i>Piptadenia gonoacantha</i>   |                                |
| <i>Protium heptaphyllum</i>     |                                |
| <i>Psidium guajava</i>          |                                |
| <i>Roupala montana</i>          |                                |
| <i>Sclerolobium paniculatum</i> |                                |
| <i>Siparuna guianensis</i>      |                                |
| <i>Tapirira guianensis</i>      |                                |
| <i>Terminalia argentea</i>      |                                |
| <i>Virola sebifera</i>          |                                |
| <i>Xylopia aromatica</i>        |                                |

### Índices de vegetação na análise da cobertura vegetal

Os dois índices de vegetação que melhor se ajustaram às imagens de cobertura de copa das árvores e áreas verdes foram o ExG (*Excess of Green*, Excesso de verde) e TGI (*Triangular Greenness Index*, índice triangular de verde). O índice escolhido para as análises de contagem de pixels foi o ExG (Figuras 9 e 10).

Foi realizada a quantificação da área de pixels utilizando a ferramenta “*reportar camada raster de valor único*” e a quantidade de pixels verdes nas parcelas de 400m<sup>2</sup>. A quantidade de área verde foi superior nas parcelas da zona rural (294 m<sup>2</sup>) em relação às da zona urbana (258 m<sup>2</sup>), (Figura 11) e houve diferença estatística ( $t = 3,43$ ;  $p = 0,03$ ). Logo, foi possível concluir que os índices de vegetação foram capazes de aferir diferenças entre a vegetação das zonas urbanas e rurais. As regressões lineares entre a cobertura de copa e riqueza ( $F = 16,54$ ;  $p = 0,004$ ), densidade ( $F = 13,38$ ;  $p = 0,006$ ) e área basal ( $F = 9,66$ ;  $p = 0,014$ ) das parcelas demonstraram ser significativas (Figura 12), sendo possível utilizar a área de copa para aferir as demais variáveis. No entanto, o  $R^2$  foi inferior a 70% em todas as regressões, demonstrando haver limitações nestes modelos.

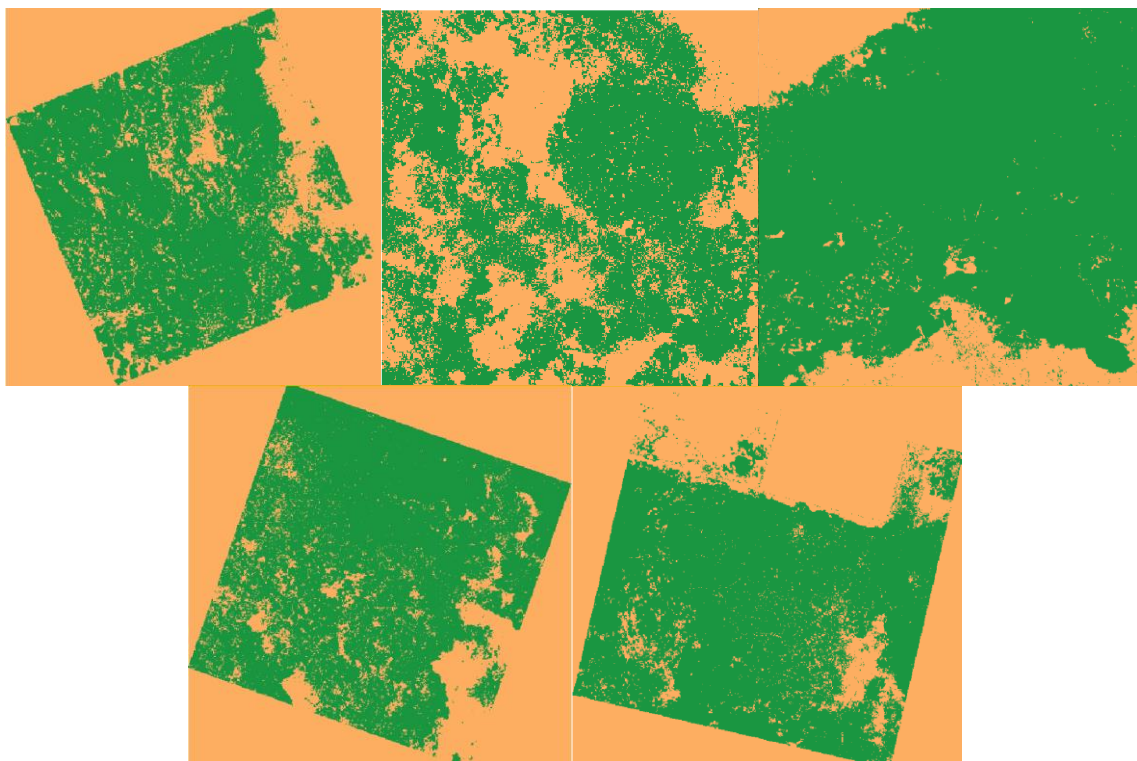


**Figura 9.** Índice de vegetação ExG para cinco (05) parcelas localizadas em florestas ripárias na zona urbana de Ipameri-GO.

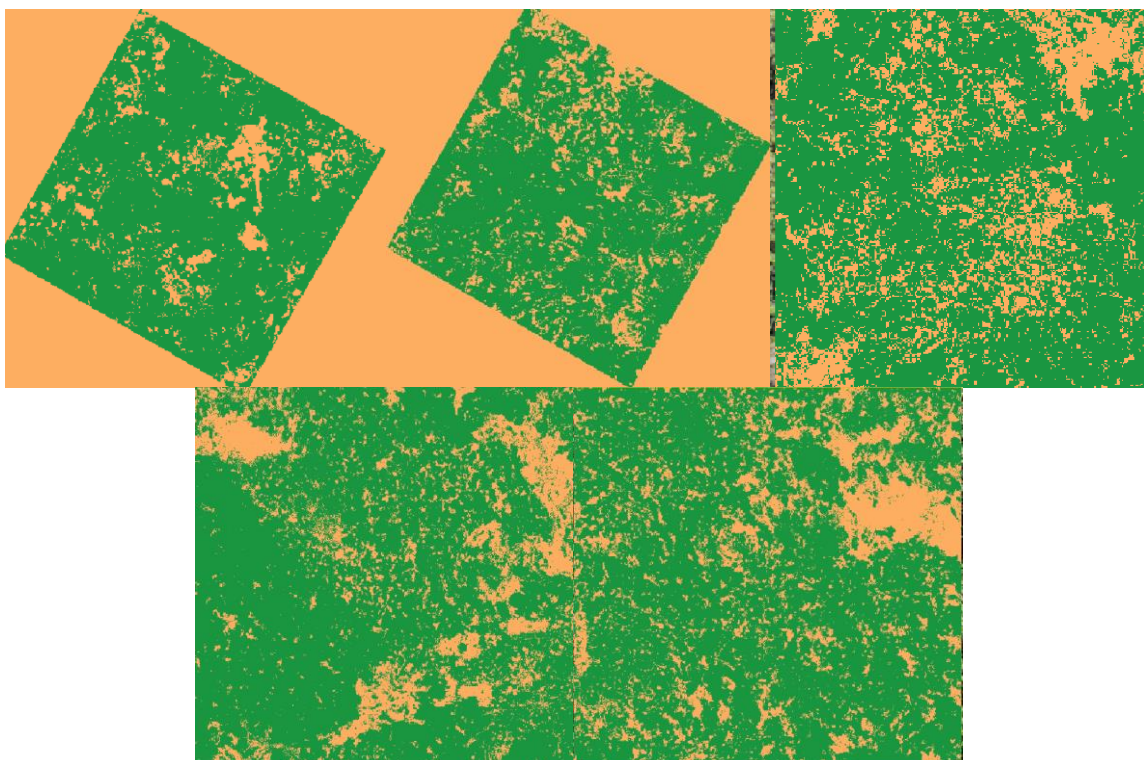


**Figura 10.** Índice de vegetação ExG para cinco parcelas localizadas em florestas ripárias na zona rural de Ipameri-GO.

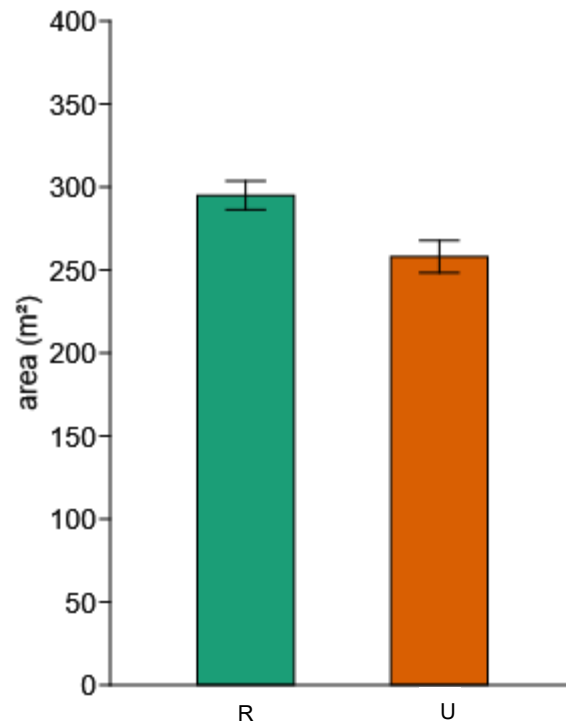


**Figura 11.** Gráfico de barras para quantidade de cobertura de copa para florestas ripárias situadas em zona rural (áreas conservadas – C) e zona urbana (áreas antropizadas - U)

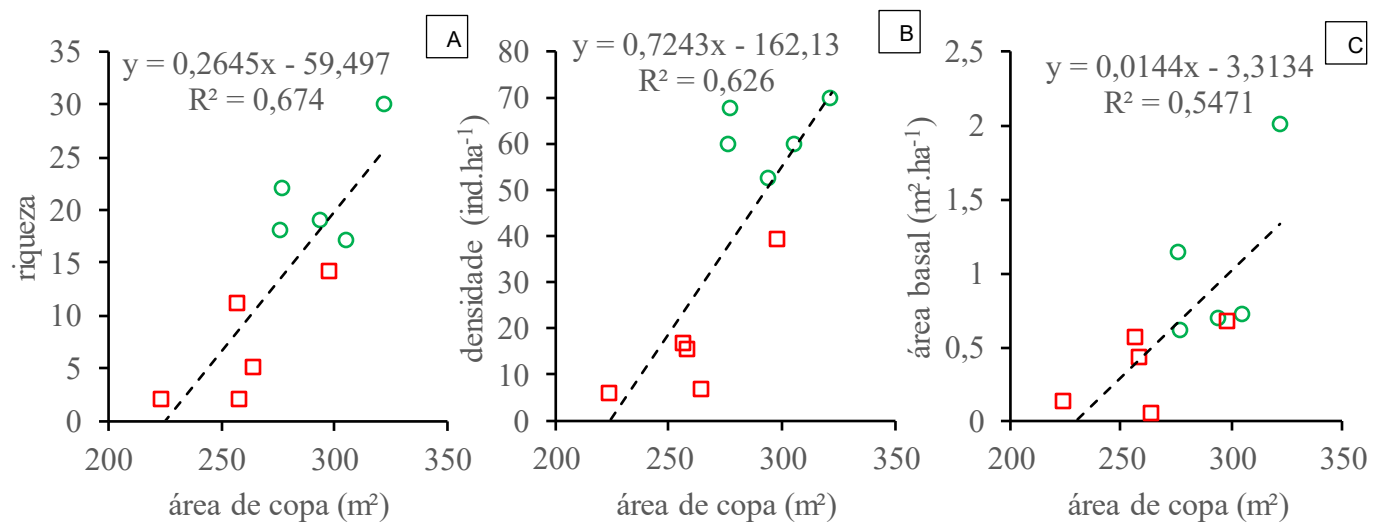


**Figura 12.** Gráfico de dispersão e regressões lineares entre riqueza, densidade e área basal com área da copa. Em verde, parcelas localizadas na zona rural e consideradas conservadas; em vermelho, as parcelas na zona urbana.

## 5. DISCUSSÃO

### **Composição florística e estrutura horizontal das parcelas urbanas**

Os resultados desta pesquisa demonstram que as florestas ripárias urbanas de Ipameri (Goiás – Brasil) apresentam riqueza total próximo a das florestas ripárias localizadas na zona rural, mas esse padrão é fortemente influenciado pela ocorrência de espécies exóticas. Quando as espécies exóticas são excluídas, a riqueza urbana diminui significativamente, de 99 para 72 espécies, e, quando analisado o número de espécies por parcelas e a curva cumulativa de espécies, evidencia-se uma menor riqueza de espécies na zona urbana. É importante ainda salientar que as florestas ripárias estão entre as formações mais ricas e diversas de espécies devido à presença de indivíduos capazes de habitar diferentes ambientes, desde áreas mais secas (geralmente em região mais declivosa), ambientes parcialmente alagados ou alagados na estação chuvosa e ambientes frequentemente alagados (RIIS et al., 2020).

Diversos estudos demonstram que a urbanização leva frequentemente à homogeneização biótica devido ao desaparecimento físico de habitats naturais específicos, como por exemplo, zonas alagadas (várzeas, brejos, veredas, banhados, etc.), que são intencionalmente drenadas, aterradas ou canalizadas para dar lugar à construção de ruas, prédios ou loteamentos, além do favorecimento de uma menor diversidade florística entre os ambientes privilegiando espécies comuns, generalistas e invasoras (ARONSON et al., 2014; PIANO et al., 2020).

Além disso, é comum a inserção de espécies exóticas adaptáveis a ambientes perturbados e essas, devido ao seu potencial reprodutivo e adaptativo, dominam a paisagem reduzindo a biodiversidade nativa (ARONSON et al., 2017; GAERTNER et al., 2017). Esse fenômeno ocorreu em quatro parcelas no córrego Vai-e-Vem e em uma parcela no córrego Lajeado perfazendo 23,74% das parcelas urbanas. Assim sendo, a riqueza de espécies nas áreas urbanas pode ser atribuída à introdução antrópica de plantas ornamentais, frutíferas e não nativas, que aumentam a diversidade local, mas diminuem a singularidade ecológica, ou seja, fazem com que as comunidades biológicas dessas áreas se tornem cada vez mais parecidas entre si (KENDAL; DOBBS; LOHR, 2014).

Em contraste, as áreas rurais por sofrerem menos distúrbios e estarem mais conectadas a ecossistemas naturais, sustentam uma vegetação predominantemente nativa (SCHAADT; VIBRANS, 2015). Isso reforça a ideia de que espécies exóticas devem prosperar de forma mais agressiva e invasora em locais com forte pressão antrópica, como fragmentação de habitat, poluição e preferências de plantio seletivo (FABRICANTE et al., 2017).

Muitas espécies exóticas presentes em áreas urbanas, particularmente, as frutíferas (*Musa* sp, *Mangifera indica*, *Persea americana*), desempenham importantes funções

socioecológicas, sendo amplamente cultivadas pela população local devido ao seu valor alimentício e contribuição para o bem-estar social, o que as tornam componentes relevantes para a segurança alimentar urbana (RODRIGUES; AOKI, 2022). Como observado em outros estudos, essas espécies frutíferas exóticas geralmente apresentam baixa capacidade de colonização em ecossistemas naturais adjacentes, reduzindo assim a necessidade de manejo intensivo (RABELO et al., 2019). No entanto, a presença de espécies exóticas invasoras, como *Leucaena leucocephala*, representa um cenário distinto. Introduzida no Brasil originalmente para alimentação animal (MACHADO; DRUMMOND; BARRETO, 2020), essa espécie demonstra alto potencial de dispersão e competição, colonizando áreas que poderiam ser ocupadas por espécies nativas ou mesmo por exóticas com função social (MARTELLI, 2022). Estudos recentes comprovam que *L. leucocephala* altera significativamente a composição do solo e inibe o estabelecimento de outras plantas por meio de mecanismos alelopáticos (ALVIM; BÖHM; PASTORINI, 2023), o que justifica plenamente ações de manejo seletivo.

Nesse contexto, a manutenção das espécies frutíferas exóticas de valor sociocultural, como mangueiras e abacateiros é relevante, desde que não demonstrem comportamento invasivo em fragmentos naturais (MARQUES et al., 2024). Já para *L. Leucocephala*, o ideal seria a sua substituição gradativa por espécies nativas que ofereçam serviços ecossistêmicos similares como sombreamento e fixação de nitrogênio sem os impactos negativos das espécies invasoras (MARTELLI; SÁ; SAMUDIO, 2020).

### **Florestas Urbanas x Rurais (comparação entre riqueza, densidade e área basal)**

O presente estudo evidencia uma marcante redução na densidade arbórea, riqueza de espécies e área basal nas zonas urbanas de Ipameri-GO quando comparadas às áreas rurais adjacentes. Esse padrão encontra respaldo em diversos estudos que demonstram como o processo de urbanização frequentemente resulta em menor cobertura vegetal, principalmente devido à substituição de áreas naturais por infraestrutura construída e à remoção de árvores pelos moradores (LACERDA et al., 2021).

A literatura especializada em ecologia urbana tem demonstrado consistentemente que populações arbóreas com tão poucos indivíduos enfrentam elevado risco de extinção local devido a múltiplos fatores inter-relacionados (LOUVET; MANTOUX; MACHON, 2024). Entre eles destacam-se os chamados "efeitos de pequena população", que incluem menor variabilidade genética e maior vulnerabilidade a flutuações demográficas aleatórias (ELLSTRAND; ELAM, 1993). Além desses aspectos, há dependência quase absoluta de intervenção humana para sua manutenção, já que muitas espécies urbanas mostram capacidade limitada de regeneração natural sem manejo ativo (RESENDE et al., 2015). Somam-se ainda os problemas decorrentes do

isolamento reprodutivo, em que indivíduos solitários frequentemente enfrentam dificuldades para efetiva polinização ou dispersão de sementes (FAHRIG, 2020).

Essa situação configura um círculo vicioso particularmente preocupante, pois a perda progressiva de espécies raras tende a promover uma simplificação ainda mais acentuada da comunidade arbórea urbana, comprometendo significativamente sua resiliência ecológica (MCCLUSKEY et al., 2024). A ausência de corredores verdes funcionais combinadas com o alto grau de fragmentação característico das áreas urbanas cria um ambiente particularmente hostil para processos naturais de recolonização, tornando imprescindível a implementação de estratégias de intervenção humana planejada. Tais estratégias devem incluir tanto plantios de espécies nativas adequadas ao ambiente urbano quanto um manejo adaptativo contínuo que considere as dinâmicas ecológicas específicas de cada área (MARCUSO; ARAÚJO; GASPARIN, 2014). Essa abordagem integrada representa a alternativa mais promissora para reverter o atual quadro de empobrecimento vegetal observado na arborização urbana de Ipameri.

A menor densidade arbórea observada na área urbana está fortemente relacionada à ação antrópica direta sobre os remanescentes vegetais. O corte de árvores, o uso inadequado do solo, o descarte irregular de resíduos, o fogo e o plantio de espécies exóticas ou não apropriadas ao ambiente natural são práticas recorrentes que alteram profundamente a estrutura da vegetação. Além disso, há o desrespeito frequente aos limites legais de proteção, como a faixa mínima de mata ciliar prevista pela Lei nº 12.651/2012 (Código Florestal), o que contribui ainda mais para a degradação desses fragmentos. A falta de educação ambiental e a ausência de políticas públicas eficazes de conscientização levam a população a não reconhecer esses espaços como parte integrante do seu ambiente, resultando em um manejo contínuo e desordenado que reduz progressivamente a densidade arbórea (THRELFALL et al. 2023).

Essa baixa densidade arbórea urbana tem como consequência direta uma redução na riqueza de espécies, uma vez que um menor número de indivíduos arbóreos necessariamente suporta uma diversidade vegetal mais limitada (MCKINNEY, 2006). A gravidade dessa situação fica particularmente evidente quando consideramos que neste estudo quarenta e quatro espécies foram registradas com apenas um único indivíduo nas parcelas, um cenário que representa séria ameaça à persistência destas populações na área urbana. Esse dado evidencia a necessidade urgente de estratégias de manejo e conservação nessas áreas, a fim de garantir a sobrevivência dessas espécies e promover a manutenção da biodiversidade local.

De acordo com os resultados obtidos nas análises, as parcelas que evidenciaram maior grau de degradação florística – caracterizada por menor número de árvores, baixa densidade, reduzida presença de espécies nativas e predominância de espécies exóticas ou invasoras – foram: LJ1, LJ2, VV8, VV5, VV5a e VV1. Essa condição foi identificada no resultado dos

dendrogramas e confirmada pela Análise de Coordenadas Principais (PCoA), indicando um padrão distinto de composição florística em relação às demais parcelas. As referidas áreas estão situadas nas regiões do Córrego Vai-e-Vem e do Córrego Lajeado, e refletem um avanço significativo do processo de descaracterização da vegetação nativa.

Diante desse cenário, torna-se evidente a necessidade de intervenções por meio de práticas de manejo ecológico e restauração ambiental, visando à recuperação da estrutura e da diversidade florística original. A restauração de áreas urbanas degradadas é essencial para conservar a biodiversidade, promover a resiliência ecológica e restabelecer os serviços ecossistêmicos locais, como destacam Aronson et al. (2017). A maioria das demais parcelas da zona urbana foi considerada intermediária em relação às parcelas da zona rural.

### **Florestas Urbanas x Rurais - Riqueza e estimadores de riqueza**

Observa-se uma elevada riqueza de espécies na zona urbana de Ipameri, padrão que pode ser atribuído principalmente ao plantio de espécies exóticas pela população local, especialmente frutífera e ornamental. Esse fenômeno é característico de pequenos centros urbanos, onde a vegetação urbana reflete fortemente as preferências e necessidades dos moradores (BARROS; GUILHERME; CARVALHO, 2010). Nessa perspectiva, estudos em cidades de pequeno porte têm demonstrado que essa prática é comum e constitui uma característica intrínseca da paisagem urbana, não devendo necessariamente ser vista como problema, mas como expressão da interação sociedade-natureza em contextos urbanos (MARTINS et al., 2021).

A predominância de espécies frutíferas exóticas, como mangueiras (*Mangifera indica*) e bananeiras (*Musa* sp), está diretamente relacionada ao seu valor utilitário para a população, servindo tanto como fonte alimentar quanto como elemento de sombreamento e conforto térmico (RABELO et al., 2019). Da mesma forma, o cultivo de espécies ornamentais exóticas, reflete o desejo dos moradores em embelezar seus espaços (PEREIRA et al., 2018). Em cidades pequenas como Ipameri, a vegetação urbana surge espontaneamente das escolhas individuais dos moradores, criando uma paisagem diversa e heterogênea (BOBROWSKI; BIONDI, 2016). Essa característica pode ser vista como uma vantagem, pois resulta em maior variedade de espécies e serviços ecossistêmicos, desde que devidamente acompanhada de orientação técnica para evitar problemas futuros com espécies invasoras (OLIVEIRA; ALONSO, 2019).

A presença significativa de *Leucaena leucocephala* na zona urbana de Ipameri, especialmente em áreas marginais e terrenos baldios, revela um padrão preocupante de invasão biológica. A ausência de plantio intencional dessa espécie pelos moradores atualmente, em contraste com outras exóticas cultivadas como frutíferas e ornamentais, indica claramente seu estabelecimento como espécie invasora autossustentável, com dispersão independente da ação

antrópica (BERALDI; VAZQUEZ, 2020). Esse cenário é particularmente evidente em pequenos centros urbanos, onde a *Leucaena leucocephala* apresenta três características invasivas principais: alta capacidade de regeneração natural, rebrotamento vigoroso mesmo após cortes e podas, além de notável resistência às condições urbanas adversas (ELEUTÉRIO et al., 2023), pois esta espécie possui mecanismos eficientes de dispersão, com sementes sendo transportadas por água, vento e especialmente pela fauna urbana (SHARMA et al., 2022).

*Leucaena leucocephala* é uma das espécies exóticas mais problemáticas em ambientes urbanos do Cerrado, devido a múltiplos fatores (BERALDI; VAZQUEZ, 2020), primeiramente, sua competição agressiva por recursos com espécies nativas tem sido amplamente documentada, resultando na simplificação da comunidade vegetal, em segundo lugar, a formação de densos agrupamentos monodominantes reduz a biodiversidade local e altera a estrutura do habitat (MARTELLI; SÁ; SAMUDIO, 2020); por fim, sua resistência a métodos convencionais de controle torna seu manejo particularmente desafiador em contextos urbanos (ELEUTÉRIO et al., 2023).

### **Florestas Urbanas x Rurais - Similaridade florística e estrutural**

As análises multivariadas demonstraram uma clara segregação vegetal, com as parcelas Mt1, Mt2 e Mt4 no Parque Municipal, agrupando-se próximas às das áreas rurais conservadas. Essa similaridade sugere que o status de proteção do parque, caracterizado por reduzida pressão antrópica e ausência de espécies exóticas invasoras, tem sido eficaz em manter uma comunidade vegetal com características próximas às condições naturais. O presente achado corrobora estudos recentes que destacam o papel fundamental de unidades de conservação urbanas como refúgios para a biodiversidade nativa (ARONSON et al., 2017), reforçando sua importância estratégica como núcleos de dispersão para áreas adjacentes quando adequadamente manejados (ELVAS; BUENO; OLIFIERS, 2023).

A presente análise de espécies indicadoras revelou padrões ecológicos distintos: *Erythroxylum campestre*, *Guarea guidonea* e *Inga laurina* emergiram como características de áreas melhor conservadas, demonstrando tanto certa resiliência a distúrbios moderados quanto menor interesse para extração madeireira. Essa tolerância a perturbações encontra paralelo nas observações de Souza et al. (2016), sobre espécies secundárias em florestas urbanas. Em contraste, *Leucaena leucocephala*, *Mangifera indica* e *Sapium haemateospermium* mostraram forte associação com áreas antropizadas, refletindo o padrão bem documentado de introdução intencional de espécies exóticas em matrizes urbanas (GAERTNER et al., 2017; KENDAL et al., 2014).

Nas parcelas alagadas, durante a estação chuvosa, registrou-se predominância de determinadas espécies, padrão consistente com estudos em florestas ripárias neotropicais que

documentam comunidades vegetais nitidamente distintas em áreas sazonalmente alagadas versus não alagadas (BOGARÍN et al., 2022) e que segundo Junk et al. (2020), essas espécies apresentam adaptações morfofisiológicas específicas, que permitem sobrevivência em condições de alagamento.

Nas áreas que permanecem úmidas apenas sazonalmente, observou-se a presença de espécies tolerantes a inundações periódicas, como por exemplo, a *Tapirira guianensis* coexistindo com elementos de Cerrado *sensu stricto*. Essa zona de transição segue o padrão descrito por BORGHETTI et al. (2019), para florestas ripárias do Cerrado onde a duração do alagamento atua como filtro ambiental determinante na estruturação da comunidade vegetal. Particularmente, foi observada a presença de espécies de Cerrado *sensu stricto*, como a *Qualea parviflora* e *Caryocar brasiliense* nas parcelas localizadas em vales encaixados com limitada influência hidrológicos do córrego, corroborando estudos que demonstram a penetração de elementos de cerrado em florestas ripárias com restrito gradiente de umidade (SILVA et al., 2021).

As parcelas degradadas apresentaram composição vegetal significativamente distinta das áreas preservadas, com redução na riqueza de espécies e dominância de pioneiras generalistas (*Cecropia pachystachya*), conforme documentado em estudos comparativos sobre impactos antrópicos em florestas ripárias (GUERRA et al., 2020). Em contraste, as áreas protegidas dentro do Parque Municipal exibiram maior complexidade estrutural e diversidade vegetal, incluindo espécies tardias exigentes em umidade (*Protium heptaphyllum*), padrão similar ao observado em florestas ripárias conservadas no domínio Cerrado (REIS et al., 2024).

### **Índices de vegetação na análise da cobertura vegetal**

Uma das maiores limitações deste estudo foi o uso de câmeras RGB e seus índices de vegetação. Apesar de o índice ExG ter apresentado bons resultados para as parcelas escolhidas (parcelas onde havia poucas gramíneas e invasoras), em diversas parcelas analisadas previamente, a resposta espectral das gramíneas e invasoras de pequeno porte, sobretudo, *Ricinus communis* (Mamona) foram muito semelhantes à das árvores e obrigando, dessa forma, a reduzir o número de parcelas avaliadas. Sendo assim, sugerimos o não uso de índices baseados em câmeras RGB para aferir cobertura de copa arborea em regiões que possuam muitas gramíneas e arbustos de pequeno porte. No entanto, para as parcelas que não possuíam gramíneas e invasoras, ou seja, apenas copa de árvores, solo, água e construções, o índice ExG baseado em imagens RGB demonstrou-se eficiente na aferição da cobertura de copa de árvores.

O índice Excess Green (ExG), tem sido amplamente utilizado como ferramenta simples e eficaz para discriminar vegetação verde de solo ou outras superfícies não vegetais, mesmo em

ambientes complexos como áreas de floresta (SRIVASTAVA et al., 2022; ZHANG; YANG, 2019; CHEN et al., 2023). No presente estudo, foi possível separar parcelas mais e menos impactadas de acordo com a cobertura de copa e ainda usar essa cobertura para aferir outras variáveis da floresta (riqueza, densidade e área basal por unidade de área). Podemos concluir que o ExG oriundo de imagens RGB pode ser útil para o planejamento urbano e para realizar comparações entre florestas ripárias em diferentes graus de antropização. Embora existam limitações, pois índices baseados em RGB como o ExG realcem áreas vegetadas, esses não capturam informações espectrais além das bandas visíveis. Isso impede a discriminação de camadas vegetativas por textura, altura, estrutura ou composição foliar, tornando difícil a distinção de gramíneas, arbustos e árvores. Tal diferenciação só é possível com uso de câmeras multiespectrais ou LIDAR (ODDI et al., 2019; COSTA et al., 2023).

## **6. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Com base nos resultados desta pesquisa, pode-se afirmar que as florestas ripárias urbanas de Ipameri-GO/Brasil, estão significativamente degradadas em comparação às das áreas rurais, pois apresentam perda de biodiversidade e dominância de espécies exóticas.

A tecnologia de drones, aliada às análises fitossociológicas, mostrou-se valiosa para diagnóstico e monitoramento, embora exija aprimoramentos para ambientes complexos.

Os resultados reforçam a necessidade de ações integradas de conservação, como restauração ecológica e educação ambiental, para garantir a resiliência desses ecossistemas essenciais.

A abordagem metodológica adotada pode ser replicada em outros contextos urbanos, servindo como modelo para a gestão sustentável de florestas ripárias em pequenas cidades.

## 7. REFERÊNCIAS

- AGISOFT LLC. **Agisoft Metashape**: photogrammetric processing of digital images and 3D spatial data generation. Version 1.8. 2022. Disponível em: <https://www.agisoft.com/>.
- ALBUQUERQUE, M. A. et al. Comparação entre coeficientes de similaridade com aplicação em ciências florestais. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 2, p. e48511226046, 2022.
- ALVIM, S.; BÖHM, F. M. L.; PASTORINI, L. H. Allelopathic potential of *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit leaf extracts on native species. **Brazilian Journal of Biology**, [S.L.], v. 83, n. 1, p. 1-9, 2023.
- ANDERSON, M. J.; WALSH, D. C. I. PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing? **Ecological Monographs**, v. 83, n. 4, p. 557–574, 2013.
- ARONSON, M. F. J. et al. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 281, n. 1780, 20133330, 2014.
- ARONSON, M. F. J. et al. Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 15, n. 4, p. 189–196, 2017.
- ASADI, H. et al. The assignment of relevés to pre-existing vegetation units: a comparison of approaches using species fidelity. **Annals of Forest Science**, v. 78, n. 13, p. 1-23, 2021.
- BARROS, E. F. S.; GUILHERME, F. A. G.; CARVALHO, R. S. Arborização urbana em quadras de diferentes padrões construtivos na cidade de Jataí. **Revista Árvore**, [S.L.], v. 34, n. 2, p. 287-295, 2010.
- BERALDI, A. L. P. G.; VAZQUEZ, G. H. Diagnóstico das matas ciliares urbanas de Votuporanga/SP: Levantamento da vegetação exótica invasora. **Geoambiente On-Line**, [S.L.], n. 37, p. 282-303, 2020.
- BOBROWSKI, R.; BIONDI, D. Percepção e preferência popular por atributos estéticos e ecológicos na composição da arborização de ruas. **Floresta**, [S.L.], v. 46, n. 1, p. 123-133, 31 mar. 2016.
- BOGARÍN, M. R. A. et al. Morphological and phenological strategies for flooding tolerance in Cerrado and Pantanal trees: implications for restoration under new legislation. **Restoration Ecology**, [S.L.], v. 31, n. 1, p. 1-12, 2022.
- BORGHETTI, F. et al. Fitogeografia das savanas sul-americanas. **Heringeriana**, [S.L.], v. 17, p. 1-55, 2023.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, nº 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e nº 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, ano 149, n. 101, p. 1, 28 maio 2012.
- BRUNNER, E.; MUNZEL, U. The Nonparametric Behrens-Fisher Problem: Asymptotic Theory and a Small-Sample Approximation. **Biometrical Journal**, v. 42, n. 1, p. 17–25, 2000.

- CAPP, E.; NIENOV, O. H. **Bioestatística quantitativa aplicada**. PPGGO/UFRGS, 36 p., 2020.
- CHAO, A. et al. Sufficient sampling for asymptotic minimum species richness estimators. **Ecology**, v. 90, n. 4, p. 1125–1133, 2009.
- CHEN, R. et al. Extraction and monitoring of vegetation coverage based on uncrewed aerial vehicle visible image in a post gold mining area. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 11, jul. 2023.
- COLLI, G. R.; VIEIRA, C. R.; DIANESE, J. C. Biodiversity and conservation of the Cerrado: recent advances and old challenges. **Biodiversity And Conservation**, [S.L.], v. 29, n. 5, p. 1465-1475, 2020.
- COLWELL, R. K. **EstimateS**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application. 2013. Disponível em: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- COSTA, L. S. et al. Woody plant encroachment in a seasonal tropical savanna: lessons about classifiers and accuracy from UAV images. **Remote Sensing**, v. 15, n. 9, art. 2342, 2023.
- DA SILVA, L. F.; DA SILVA, F. C. Plantas frutíferas nativas da Amazônia e sua importância na recuperação das matas ciliares. **NATIVA-Revista de Ciências, Tecnologia e Inovação**, v. 7, n. 1, p. 25-33, 2025.
- DAPONTE, P. et al. A review on the use of drones for precision agriculture. In: **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**. IOP Publishing, p. 012022. 2019.
- DINCA, L.; MURARIU, G.; LUPOAE, M. Understanding the Ecosystem Services of Riparian Forests: patterns, gaps, and global trends. **Forests**, [S.L.], v. 16, n. 6, p. 1-26, 2025.
- GUERRA, A. et al. Ecological restoration in Brazilian biomes: identifying advances and gaps. **Forest Ecology And Management**, [S.L.], v. 458, p. 117802, 2020.
- ELEUTÉRIO, W. J. et al. Análise de invasão biológica e uso de diferentes metodos de controle de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. **Revista Agroecossistemas**, [S.L.], v. 15, n. 1, p. 67-84, 2023.
- ELLSTRAND, N. C.; ELAM, D. R. Population Genetic Consequences of Small Population Size: implications for plant conservation. **Annual Review Of Ecology And Systematics**, [S.L.], v. 24, n. 1, p. 217-242, 1993.
- ELVAS, B.; BUENO, C.; OLIFIERS, N. Medium to large-sized mammals of an urban protected area and its ecological corridor in Rio de Janeiro City, Brazil. **Biota Neotropica**, [S.L.], v. 23, n. 4, p. 1-7, 2023.
- FABRICANTE, J. R. et al. Utilização de espécies exóticas na arborização e a facilitação para o estabelecimento de casos de invasão biológica. **Biotemas**, [S.L.], v. 30, n. 1, p. 55, 2017.
- FAHRIG, L. Why do several small patches hold more species than few large patches? **Global Ecology and Biogeography**, v. 30, n. 7, p.615 – 628, 2020
- FREITAS, W. K.; MAGALHÃES, L. M. S. Métodos e Parâmetros para Estudo da Vegetação com Ênfase no Estrato Arbóreo. **Floresta e Ambiente**, [S.L.], v. 19, n. 4, p. 520-540, 2012.
- FURLAN, L. M. et al. Satellite, UAV, and Geophysical Data to Identify Surface and Subsurface Hydrodynamics of Geographically Isolated Wetlands: Understanding an Undervalued Ecosystem at the Atlantic Forest-Cerrado Interface of Brazil. **Remote Sensing**, v. 15, p. 1870, 2023.

- GAERTNER, M. et al. Non-native species in urban environments: patterns, processes, impacts and challenges. **Biological Invasions**, v. 19, n. 12, p. 3461-3469, 2017.
- GRIPP, A. M. **Diversidade alfa e beta em florestas estacionais semidecíduais na reserva da biosfera Serra do Espinhaço**. 2020. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2020.
- GUTERRES, T. T. S. C. **Uso de imagens aéreas obtidas por VANT em inventário florestal em uma floresta urbana no município de Belém, Pará, Brasil**. 2023. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2023.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. **PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis**. Version 4.14. Oslo: Natural History Museum, University of Oslo, 2024.
- HINTZE, J. L.; NELSON, R. D. Violin plots: A box plot-density trace synergism. **The American Statistician**, v. 52, n. 2, p. 181–184, 1998.
- JUNK, W. J. et al. Wetland management challenges in the South-American Pantanal and the international experience. **Wetlands**, v. 40, p. 1579-1594, 2020.
- KAZEMI, F.; GHANBARI PARMEHR, E. Evaluation of RGB vegetation indices derived from UAV images for rice crop growth monitoring. **ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v. X-4/W1-2022, p. 385–390, 2023.
- KENDAL, D.; DOBBS, C.; LOHR, V. I. Global patterns of diversity in the urban forest: is there evidence to support the 10/20/30 rule?. **Urban Forestry & Urban Greening**, [S.L.], v. 13, n. 3, p. 411-417, 2014.
- LACERDA, L. I. A. et al. Urban forest loss using a GIS-based approach and instruments for integrated urban planning: a case study of João Pessoa, Brazil. **Journal Of Geographical Sciences**, [S.L.], v. 31, n. 10, p. 1529-1553, 2021.
- LEE, G.; HWANG, J.; CHO, S. A novel index to detect vegetation in urban areas using UAV-based multispectral images. **Applied Sciences**, v. 11, n. 8, p. 3472, 2021.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. F. J. **Numerical Ecology**. 3. ed. Amsterdam: Elsevier, 2019.
- LIMA, B. G. de; COELHO, M. de F. B. Fitossociologia e estrutura de um fragmento florestal da Caatinga, Ceará, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 2, p. 809–819, 2018.
- LIMA, R. F. et al. Climate Change Assessment in Brazil: utilizing the Köppen-Geiger (1936) climate classification. **Revista Brasileira de Meteorologia**, [S.L.], v. 38, p. 1-33, 2023.
- LOUVET, A.; MANTOUX, C.; MACHON, N. Assessing the extinction risk of the spontaneous flora in urban tree bases. **PLOS Computational Biology**, v. 20, n. 6, e1012191, 2024.
- MACHADO, M. T. S.; DRUMMOND, J. A.; BARRETO, C. G. *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit in Brazil: history of an invasive plant. **Estudos Ibero-Americanos**, [S.L.], v. 46, n. 1, p. 1-20, 2020.
- MARCUZZO, S. B.; ARAÚJO, M. M.; GASPARIN, E. Plantio de espécies nativas para restauração de áreas em unidades de conservação: um estudo de caso no sul do Brasil. **Floresta**, [S.L.], v. 45, n. 1, p. 129-140, 2014.
- MARQUES, L. R. et al. A importância da arborização urbana com árvores frutíferas para a qualidade de vida da população. **Brazilian Journal Of Health Review**, [S.L.], v. 7, n. 9, p. 1-11, 2024.

- MARTELLI, A. Uma proposta de erradicação da espécie exótica invasora denominada Leucena em uma área do município de Itapira-SP e o favorecimento da biodiversidade local. **Revista Verde Grande: Geografia e Interdisciplinaridade**, [S.L.], v. 4, n. 02, p. 275-287, 2022.
- MARTELLI, A.; SÁ, L. A. D.; SAMUDIO, E. M. M. Redução da biodiversidade pela proliferação de *Leucaena leucocephala* e formas de contenção e controle desenvolvidos no município de Itapira-SP. **Brazilian Journal Of Technology**, [S.L.], v. 3, n. 1, p. 33-47, abr. 2020.
- MARTINS, G.N. et al. A relação da população urbana com as áreas verdes locais, segundo a percepção dos moradores de uma cidade da região metropolitana de São Paulo (Brasil). **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, [S.L.], v. 3, n. 9, p. 63-80, 2021.
- MCCLUSKEY, E. M. et al. Assessing habitat connectivity of rare species to inform urban conservation planning. **Ecology And Evolution**, [S.L.], v. 14, n. 3, p. 1-18, 2024.
- MCKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 127, n. 3, p. 247-260, 2006.
- MORO, M. F.; MARTINS, F. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In **Fitossociologia no Brasil**. J. M. Felfili, P.V. Eisenlohr, M.M.R.F. Melo, L.A. Andrade. (pp.174–212) Editora. UFV - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2011.
- MOUILLOT, D.; LEPRÊTRE, A. A comparison of species diversity estimators. **Researches On Population Ecology**, v.41, n.2, p.203–215, 1999.
- NORASMA, C. Y. N. et al. Unmanned aerial vehicle applications in agriculture. In: **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**. IOP Publishing, p. 012063.2019.
- ODDI, L.; CREMONESE, E.; ASCARI, L.; FILIPPA, G.; GALVAGNO, M.; SERAFINO, D.; MORRA DI CELLA, U. Using UAV Imagery to Detect and Map Woody Species Encroachment in a Subalpine Grassland: Advantages and Limits. **Remote Sensing**, v. 13, n. 7, art. 1239, mar. 2021.
- OLIVEIRA, I. I.; ALONSO, R. R. P. A importância de uma gestão ambiental pública eficiente na implantação da arborização urbana do município de Goiânia. **Revista Interdisciplinar de Pós-Graduação**, Goiânia, v. 2, n. 1, p. 88-98, 2019.
- OLIVEIRA, L. R. et al. Análise cienciométrica do efeito de borda em florestas de 2001 a 2022. **Observatório de la Economía Latinoamericana**, v. 21, n. 9, p. 11423–11447, set. 2023.
- ÖZTÜRK, M. Y.; ÇÖLKESEN, İ. The impacts of vegetation indices from UAV-based RGB imagery on land cover classification using ensemble learning. **Mersin Photogrammetry Journal**, v. 3, n. 2, p. 41–47, 2021.
- PANIZZA, A. C.; FONSECA, F. P. TÉCNICAS DE INTERPRETAÇÃO VISUAL DE IMAGENS. **Geosp: Espaço e Tempo (Online)**, [S.L.], n. 30, p. 30-43, 2011.
- PEREIRA, J.S. et al. Plantas ornamentais ocorrentes no município de Aldeias Altas, Maranhão, Brasil. **Acta Tecnológica**, [S.L.], v. 13, n. 1, p. 79-93, 2018.
- PIANO, E. et al. Urbanization drives cross-taxon declines in abundance and diversity at multiple spatial scales. **Global Change Biology**, v. 26, n. 3, p. 1196–1211, 2020.
- PIMENTEL, E.; 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, 2024.

- PRAKASH, S. et al. **Applications of Drones in Agriculture: Status and Scope**. New Delhi: Indian Council of Agricultural Research, 37 p., 2022.
- QGIS DEVELOPMENT TEAM. **QGIS Geographic Information System**. Open Source Geospatial Foundation Project. 2023. Disponível em: <http://qgis.osgeo.org>.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2024. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.
- RABELO, L. K. L. et al. Espécies frutíferas na arborização urbana do município de Santarém, Pará. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [S.L.], v. 10, n. 3, p. 335-341, 2019.
- RAMOS, A. de S.; OLIVEIRA, V. de P. S.; REZENDE, T. M. de A. Qualidade da Água: Parâmetros e Métodos Mais Utilizados para Análise de Água de Recursos Hídricos Superficiais. **Holos**, v. 19, n. 2, p. 123-135, 2019.
- REIS, J. S. S. et al. Matas Ripárias do Cerrado sob Intensa Fragmentação Apresentam Alta Diversidade, porém baixa Similaridade de Espécies. **Fronteira: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, [S.L.], v. 13, n. 4, p. 45-61, 2024.
- RESENDE, L. A. et al. Crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas em diferentes modelos de plantio na recuperação de área degradada por disposição de resíduos sólidos urbanos. **Revista Árvore**, [S.L.], v. 39, n. 1, p. 147-157, 2015.
- RIIS, T. et al. Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. **BioScience**, v. 70, n. 6, p. 501–514, 2020.
- RODRIGUES, A. C.; AOKI, C. Das ruas para a mesa: espécies vegetais alimentícias utilizadas na arborização urbana de Mato Grosso Do Sul, Brasil. **Interações (Campo Grande)**, [s.l.], p. 893-906, 2022.
- RUSNÁK, M. et al. Remote Sensing of Riparian Ecosystems. **Remote Sensing**, [S.L.], v. 14, n. 11, p. 2645, 2022.
- SCHAADT, S. S.; VIBRANS, A. C. O Uso da Terra no Entorno de Fragmentos Florestais Influencia a sua Composição e Estrutura. **Floresta e Ambiente**, [S.L.], v. 22, n. 4, p. 437-445, 2015.
- SHARMA, P. et al. Critical Insights Into the Ecological and Invasive Attributes of *Leucaena leucocephala*, a Tropical Agroforestry Species. **Frontiers In Agronomy**, [S.L.], v. 4, p. 1-15, 2022.
- SILVA, A. C. et al. Ecotonal patterns in riparian forests of central Brazil. **Flora**, v. 274, 151743, 2021.
- SILVA, A. L. da; LONGO, R. M.; BRESSANE, A.; CARVALHO, M. F. H. de. Classificação de fragmentos florestais urbanos com base em métricas da paisagem. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 29, n. 3, p. 1254-1269, 2019.
- SOUZA, S. C. P. M. et al. A vegetação secundária em um fragmento florestal urbano: influência de exóticas invasoras na comunidade vegetal. **Revista do Instituto Florestal**, [S.L.], v. 28, n. 1, p. 7-35, 2016.
- SOZZI, M. et al. Economic Comparison of Satellite, Plane and UAV-Acquired NDVI Images for Site-Specific Nitrogen Application: Observations from Italy. **Agronomy**, v. 11, p. 2098, 2021.

SRIVASTAVA, S. K.; SENG, K. P.; ANG, L. M.; PACHAS, A. N. A.; LEWIS, T. Drone-based environmental monitoring and image processing approaches for resource estimates of private native forest. **Sensors**, v. 22, n. 20, p. 7872, 2022.

THE JAMOVİ PROJECT. **jamovi (Version 2.5)** [Computer software], 2024. Disponível em: <https://www.jamovi.org>.

THRELFALL, C. G. et al. Tree removals as socioecological experiments in cities. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 22, n. 1, e 2686, 2023.

UEG. **Dados meteorológicos da estação meteorológica da Unidade Universitária de Ipameri-GO**. Ipameri: Universidade Estadual de Goiás, 2025. Disponível em: <https://www.ueg.br/ipameri/conteúdo/24303>. Acesso em: 13 maio 2025.

WILDI, O. Evaluating the predictive power of ordination methods in ecological context. **Mathematics**, v. 6, n. 12, p. 1-14, 2018.

XIE, Q. et al. Multispectral and hyperspectral image fusion by MS/HS fusion net. In: **Proceedings of the IEEE/CVF Conference on Computer Vision and Pattern Recognition**, p. 1585-1594, 2019.

YANG, H. B. et al. New method for cotton fractional vegetation cover extraction based on UAV RGB images. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v. 15, n. 4, p. 172–180, 2022.

YU, C. H. A. **Data Mining and Exploration: From Traditional Statistics to Modern Data Science**. Boca Raton: CRC Press, 290 p., 2022.

ZHANG, Y.; WU, H.; YANG, W. Forests Growth Monitoring Based on Tree Canopy 3D Reconstruction Using UAV Aerial Photogrammetry. **Forests**, v. 10, n. 12, art. 1052, 20 nov. 2019.