

ANÁLISE ESPACIAL DA FLORESTA URBANA E SUA RELAÇÃO COM A DENSIDADE DEMOGRÁFICA NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL

¹GLAYCIANNE CHRISTINE VIEIRA DOS SANTOS ATAIDE, ¹DANILO HENRIQUE DOS SANTOS ATAIDE,

¹RENATA PONTES ARAUJO, ¹BRUNO ARAUJO FURTADO DE MENDONÇA,

¹JOÃO VICENTE DE FIGUEIREDO LATORRACA

¹Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ)

<annechristine.santos@hotmail.com>, <daniloataide.florestal@gmail.com>, <renataaraujo@ufrj.br>,

<brunoafmendonca@gmail.com>, <latorraca@hotmail.com>

DOI: 10.21439/conexoes.v19.3753

Resumo. Com o crescimento populacional urbano e as mudanças climáticas agravadas pelas atividades humanas, garantir uma distribuição justa dos benefícios da arborização urbana é desafiador. Identificar áreas prioritárias para a gestão da vegetação é fundamental para maximizar esses benefícios e promover equidade ambiental. Este estudo avalia a distribuição espacial da floresta urbana e sua relação com a densidade demográfica no estado do Rio de Janeiro. A cobertura vegetal urbana foi estimada a partir de imagens de satélite *Sentinel-2/MSI*. A precisão da classificação foi avaliada pelos índices de exatidão global e *Kappa*, além dos valores de discordância de quantidade e alocação. As relações espaciais entre densidade demográfica e floresta urbana foram analisadas utilizando a estatística de Moran I. O estado apresentou uma cobertura vegetal de 16,19%, com uma média de 29,58 m² de vegetação por habitante. No entanto, essa cobertura está distribuída de forma desigual entre os municípios. Foi observada uma correlação negativa entre a presença de floresta urbana e a densidade populacional, indicando que áreas com menor cobertura vegetal estão cercadas por regiões mais densamente povoadas. A compreensão dessas relações contribui para a adoção de políticas urbanas que promovam cidades sustentáveis e resilientes, destacando áreas prioritárias para intervenções.

Palavras-chave: arborização urbana; planejamento urbano; equidade ambiental.

SPATIAL ANALYSIS OF URBAN FOREST AND ITS RELATIONSHIP WITH POPULATION DENSITY IN THE STATE OF *RIO DE JANEIRO*, BRAZIL

Abstract. As the urban population grows and climate change intensifies due to human activities, ensuring that the benefits of urban afforestation are fairly distributed becomes increasingly difficult. To maximize these benefits and promote environmental equity, it is essential to identify priority areas for vegetation management. This study evaluates the spatial distribution of the urban forest in the state of *Rio de Janeiro* and its relationship with demographic density. The urban vegetation cover was estimated using *Sentinel-2/MSI* satellite images, and the classification accuracy was assessed using global accuracy and *Kappa* indices, as well as quantity and allocation disagreement values. The Moran I statistics were used to analyze the spatial relationships between demographic density and urban forest cover. The state had a vegetation cover of 16.19%, with an average of 29.58 m² of vegetation per inhabitant. However, this coverage was unevenly distributed among municipalities. The study found a negative correlation between the presence of urban forest and population density, indicating that areas with less vegetation cover were surrounded by more densely populated regions. Understanding these relationships can help promote sustainable and resilient cities by highlighting priority areas for interventions and informing urban policies.

Keywords: urban afforestation; urban planning; environmental equity.

1 INTRODUÇÃO

A cobertura arbórea em áreas urbanas é amplamente reconhecida como essencial para o bem-estar humano e a sustentabilidade ambiental, proporcionando diversos benefícios (Laux *et al.*, 2022; Rodríguez-Santamaría; Zafra-Mejía; Rondón-Quintana, 2022; Teshnehdel *et al.*, 2020; Xie *et al.*, 2020). Diante da projeção de um aumento significativo da população urbana nas próximas três décadas (Organização das Nações Unidas (ONU), 2022), garantir a distribuição equitativa desses benefícios representa um desafio na gestão urbana.

As cidades apresentam paisagens heterogêneas e dinâmicas, com relações socioecológicas complexas que impulsionam mudanças ambientais em diversas escalas (Grimm *et al.*, 2008). As atividades humanas, especialmente por meio das emissões de gases de efeito estufa, intensificam extremos climáticos e meteorológicos, resultando em impactos adversos que afetam mais gravemente as populações vulneráveis, historicamente menos responsáveis pelas mudanças climáticas (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2023).

A expansão urbana global, prevista para crescer significativamente até 2070, particularmente em países de baixa renda (Organização das Nações Unidas, 2022), agrava desafios como a perda de biodiversidade devido à fragmentação de habitats naturais (Vliet, 2019), maior risco de enchentes pela impermeabilização do solo (Pérez-Morales; Romero-Díaz; Illán-Fernandez, 2021) e formação de ilhas de calor em função da redução da vegetação e do aumento de superfícies impermeáveis (Imran *et al.*, 2021). Além disso, a concentração de indústrias e veículos nas cidades intensifica a poluição do ar e da água, comprometendo a qualidade ambiental (Kintu; Shitenga; Shiteng, 2019; Lu *et al.*, 2021). Esse cenário frequentemente acentua desigualdades socioambientais, limitando o acesso de comunidades mais pobres a espaços verdes e outros serviços ecossistêmicos (Landry; Dupras; Messier, 2020).

Identificar áreas prioritárias para a gestão da arborização urbana é a base para aumentar os serviços ecossistêmicos e proporcionar equidade ambiental. Ferramentas que integram critérios biofísicos e socioeconômicos são estratégicas para otimizar recursos e implementar ações específicas para cada região (Nyelele; Kroll, 2021). Fatores como o ambiente construído e parâmetros sociodemográficos moldam a paisagem urbana e, portanto, influenciam a distribuição da vegetação (Pham *et al.*, 2013). Nesse contexto, analisar a relação entre densidade populacional e cobertura vegetal urbana fornece informações relevantes sobre o acesso a espaços verdes, orientando ações para tornar as cidades mais sustentáveis e resilientes às mudanças climáticas.

A estatística de Moran I é uma ferramenta eficaz para identificar padrões espaciais da vegetação urbana, avaliando se sua distribuição é concentrada ou aleatória (Zhou; Liao; Wang, 2022). O mapeamento da cobertura arbórea por sensoriamento remoto, utilizando imagens de satélite e técnicas avançadas de análise, permite quantificar áreas arborizadas com menor custo e maior eficiência em comparação aos levantamentos de campo. Quando integrado a sistemas de informações geográficas (SIG), o sensoriamento remoto potencializa análises detalhadas, tornando-se essencial para o planejamento urbano e para políticas ambientais voltadas à qualidade de vida (Baines; Wilkes; Disney, 2020; Wellmann *et al.*, 2020).

Assim, o objetivo do presente estudo foi avaliar a distribuição espacial da floresta urbana e sua relação com a densidade demográfica nos municípios do estado do Rio de Janeiro.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no estado do Rio de Janeiro (RJ), localizado na região sudeste do Brasil. Composto por 92 municípios, este estado abrange áreas territorial e urbanizada de 43.750,425 km² e 2.824,91 km², respectivamente. Apesar de apresentar uma das menores unidades territoriais do país (ocupando o 24º lugar entre os estados brasileiros), é o quinto maior estado em área urbana. Com uma população de 16.055.174 habitantes, é considerado o terceiro estado mais populoso do país e o segundo em densidade demográfica (366,97 habitantes/km²) (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2022a). Seu território está dividido em oito Regiões de Governo: Metropolitana, Noroeste Fluminense, Norte Fluminense, Baixadas Litorâneas, Serrana, Centro-Sul Fluminense, Médio Paraíba e Costa Verde (Fundação CEPERJ, 2019).

2.2 Obtenção e análise dos dados

A cobertura territorial do estado do RJ foi classificada utilizando a plataforma *Google Earth Engine* (GEE). Foram importadas as cenas do ano de 2022 das imagens do satélite *Sentinel-2/MSI* para todo o estado do RJ. Para este estudo, foram selecionadas as bandas 2 (azul), 3 (verde), 4 (vermelho) e 8 (infravermelho próximo), todas com

resolução espacial de 10 metros. Para selecionar as imagens, aplicou-se um filtro de cobertura de nuvens de até 10% usando o *Cloud Coverage Assessment* (Gorelick *et al.*, 2017). Cinco classes de uso e cobertura do solo foram definidas: floresta, pastagens, corpos d'água, infraestrutura urbana e solo exposto. A classificação supervisionada foi realizada com o *algoritmo Random Forest* (Breiman, 2001). Para garantir um conjunto de dados robusto, foram delimitados 50 polígonos de treinamento para cada classe e 30 polígonos para validação. A seleção dos polígonos foi estrategicamente planejada para representar a diversidade e a abrangência das classes definidas.

A avaliação da classificação foi realizada por meio de uma matriz de confusão, que permite discriminar erros de comissão (*pixels* incorretamente atribuídos a outras classes) e erros de omissão (*pixels* de uma classe não classificados corretamente). Com base nessa matriz, foram calculados a exatidão global — proporção de classificações corretas, obtida pela soma dos acertos na diagonal principal dividida pelo total de *pixels* (Congalton, 1991) — e o índice *Kappa*, que mede a concordância entre a classificação prevista e a real, corrigindo pelos acertos esperados ao acaso (Landis; Koch, 1977). Ambos os indicadores variam de 0 a 1, sendo que valores próximos de 1 indicam maior precisão na classificação. Além disso, foram determinados os valores de discordância de quantidade e discordância de alocação (Jr.; Millones, 2011). A discordância de quantidade mede as diferenças totais na quantidade de *pixels* entre as classes previstas e reais, enquanto a discordância de alocação avalia os erros de posicionamento dos *pixels* entre classes.

A partir do mapa de classificação, as classes identificadas foram extraídas para todos os municípios do estado do Rio de Janeiro. Esse processo foi realizado utilizando o *ArcGIS/ArcMap* 10.5, com a extensão *Spatial Analyst* e a ferramenta *Tabulate Area*. Para delimitar as áreas urbanizadas, adotou-se a Proposta Metodológica para Classificação dos Espaços do Rural, do Urbano e da Natureza no Brasil (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2023), considerando o mapeamento de setores censitários realizado em 2019 (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2019).

Para cada município, foram calculados dois indicadores quantitativos de cobertura vegetal urbana: o Percentual de Floresta Urbana (PFU) (Equação 1) e o Índice de Floresta Urbana (IFU) (Equação 2). Neste estudo, o termo "floresta urbana" foi empregado para designar toda a cobertura vegetal, independentemente da forma de vida, presente no cenário urbano, abrangendo vegetação em áreas particulares (como bosques e jardins residenciais) e públicas (arborização viária e áreas verdes) (Biondi, 2015). Como indicador populacional, foram utilizados os dados de densidade demográfica (número de habitantes/km²) disponibilizados pelo Censo Demográfico de 2022 (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2022b).

$$PFU = \frac{\sum FU}{AT} \times 100 \quad (01)$$

Em que: PFU = percentual de floresta urbana (%); FU = floresta urbana (m²); AT = área total urbana (m²).

$$IFU = \frac{\sum FU}{NH} \quad (02)$$

Em que: IFU = índice de floresta urbana (m²/habitante); FU = floresta urbana (m²); NH = número total de habitantes na área urbana, disponibilizado no Censo Demográfico de 2010 (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010).

2.3 Análise estatística

A análise da distribuição espacial das variáveis de interesse (Percentual de Floresta Urbana, Índice de Floresta Urbana e densidade demográfica) foi realizada utilizando a estatística de Moran I (Moran, 1948) no *software GeoDa*® versão 1.22.0.4. Essa abordagem permite identificar padrões espaciais globais e locais para cada variável (análise univariada) e padrões locais entre variáveis (análise bivariada). Foram analisados o coeficiente de autocorrelação global de Moran I, o Mapa de Agrupamento LISA (*Local Indicators of Spatial Association*) e o Diagrama de Dispersão de Moran. A significância estatística foi considerada quando o valor-p foi inferior a 0,05.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A classificação de cobertura do solo para todo o estado do RJ apresentou uma exatidão global de 0,98 e um índice *Kappa* de 0,97, valores considerados excelentes (Landis; Koch, 1977). Esses resultados demonstram a

alta precisão do algoritmo na classificação e reforçam a possibilidade de generalização dos dados de treinamento. Entre as classes analisadas, “Corpos d’água” apresentou maior proporção de acertos, enquanto “Pastagens” e “Solo exposto” foram mais propensas a erros de comissão e omissão, respectivamente (Tabela 1). A discordância total da classificação foi de 1,51%, sendo 1,06% decorrente de erros de quantidade e 0,45% de erros de alocação. Embora não existam padrões específicos para comparação, esses valores de discordância são considerados baixos (Santos *et al.*, 2017), corroborando os demais índices e sugerindo uma classificação satisfatória.

Quadro 1: Matriz de confusão da classificação de cobertura do solo para o estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Classes	Floresta	Pastagens	Corpos d’água	Infraestrutura urbana	Solo exposto	Total	Erro de comissão (%)
Floresta	16.137	18	0	0	18	16.173	0,22
Pastagens	14	1.130	0	53	349	1.546	26,91
Corpos d’água	0	0	20.001	0	0	20.001	0,00
Infraestrutura urbana	3	3	0	794	78	878	9,57
Solo exposto	0	0	0	53	285	338	15,68
Total	16.154	1.151	20.001	900	730	38.936	-
Erro de omissão (%)	0,11	1,82	0,00	11,78	60,96	-	-

Fonte: Os autores (2024).

O estado do Rio de Janeiro apresentou uma cobertura de floresta urbana correspondente a 16,19% e um índice de 29,58 m²/habitante. No entanto, a análise espacial revelou uma distribuição desigual entre os municípios. As zonas central e sul do estado, que incluem as regiões da Costa Verde, Centro-Sul Fluminense, Serrana e Médio Paraíba, registraram porcentagens mais elevadas de cobertura (Figuras 1A e 1B). Por outro lado, menores percentuais foram observados nas regiões Norte e Noroeste Fluminense e em alguns municípios da região Metropolitana (Figura 1B). Entre os municípios com maior proporção de floresta urbana, destacam-se Petrópolis, Engenheiro Paulo de Frontin e Guapimirim, com percentuais de 45,1%, 44,6% e 42,7%, respectivamente. Em contraste, Nilópolis (1,3%), São João da Barra (1,7%) e São João de Meriti (3,2%) apresentaram as menores proporções (Figura 1A).

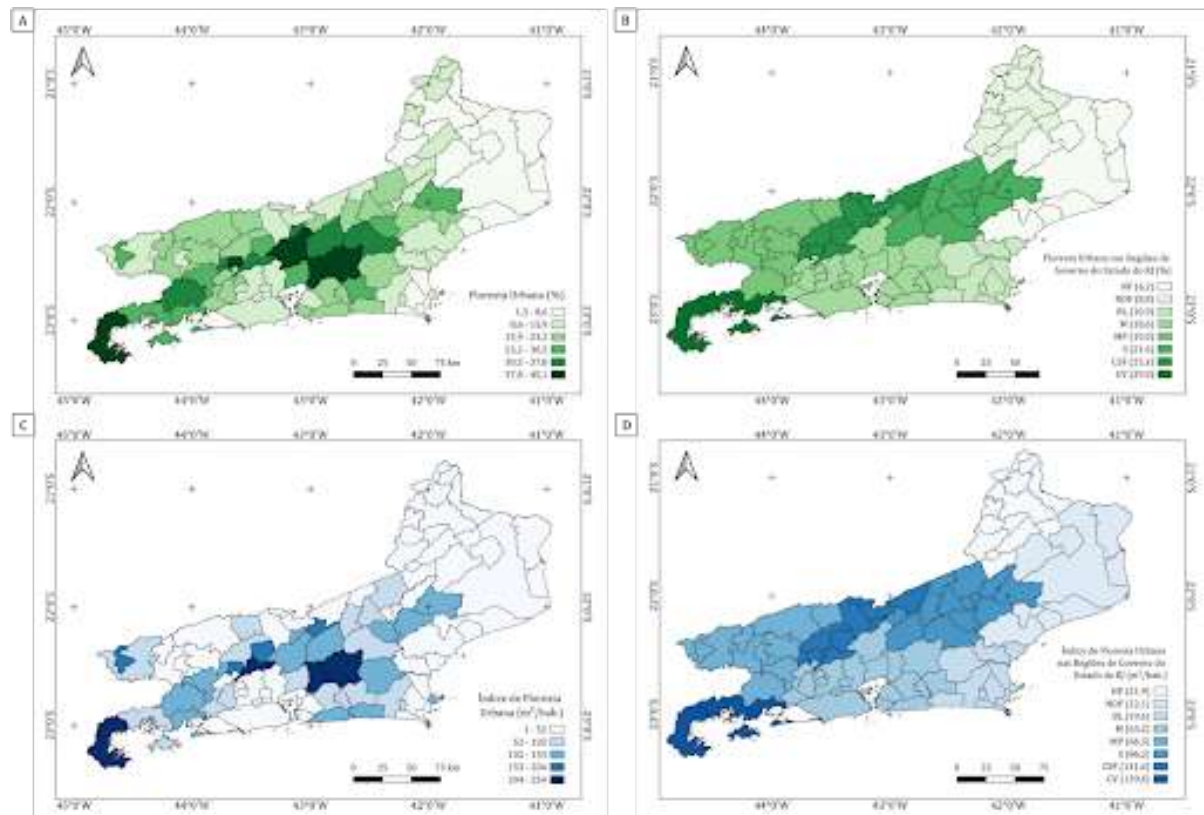
Um padrão espacial semelhante foi observado para o índice de floresta urbana (Figuras 1C e 1D). Destacaram-se os municípios de Paraty, Guapimirim e Miguel Pereira, com os maiores índices, registrando aproximadamente 254,5, 233,3 e 215,1 m²/habitante, respectivamente. Índices inferiores foram observados em Nilópolis (0,8 m²/habitante), São João de Meriti (2,4 m²/habitante) e Mesquita (3,2 m²/habitante). A Sociedade Brasileira de Arborização Urbana (SBAU), durante o VI Encontro Nacional sobre Arborização Urbana, recomendou um índice mínimo de 15 m²/habitante para cobertura arbórea (Sociedade Brasileira de Arborização Urbana, 1996). Embora essa recomendação seja direcionada para áreas verdes públicas destinadas à recreação, e não para toda a arborização de uma cidade, alguns estudos adotam esse valor como parâmetro comparativo (Feio; Veloso; Herrera, 2022; Teixeira; Gonçalves, 2020). Entre os 92 municípios do Rio de Janeiro, 79 atenderam a essa recomendação.

Ao comparar o percentual de floresta urbana com os dados de arborização de vias públicas (%) do Censo Demográfico de 2010 (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2022a), verificou-se que apenas os municípios de Angra dos Reis, Engenheiro Paulo de Frontin, Japeri, Mendes, Paraty, Petrópolis e Piraí apresentaram resultados semelhantes. Para os demais municípios, constatou-se uma redução significativa ao longo dos últimos 12 anos. No Censo de 2010, a arborização de vias públicas foi estimada a partir da proporção de domicílios situados em frente a uma quadra com arborização em relação ao total de domicílios urbanos em uma determinada área. Essa metodologia difere da abordagem utilizada no presente estudo, o que pode explicar as discrepâncias identificadas. Novas análises comparativas serão necessárias à medida que os dados do próximo Censo Demográfico forem disponibilizados.

Os valores de Moran I foram estatisticamente significativos (valor-p < 0,05) para o percentual de floresta urbana, o índice de floresta urbana e a densidade demográfica, com autocorrelações globais de 0,580, 0,360 e 0,633, respectivamente. Esses resultados indicam a presença de um padrão espacial de concentração. Municípios com elevada cobertura vegetal estão localizados próximos de outros municípios que compartilham características semelhantes, e o inverso também foi observado. Um padrão similar foi observado para a densidade demográfica, indicando que municípios com maiores e menores densidades populacionais estão agrupados entre si.

A análise conjunta do Mapa de Agrupamento LISA e do Diagrama de Dispersão de Moran (Figura 2) revelou a formação de dois grupos distintos, além da identificação de alguns municípios isolados, situados nos quadrantes Alto-Alto (AA) e Baixo-Baixo (BB). Em relação às variáveis de floresta urbana (PFU e IFU), observou-se que o grupo AA inclui predominantemente municípios das regiões Metropolitana, Centro-Sul Fluminense e Serrana.

Figura 1: Distribuição espacial da Floresta Urbana (%) (A e B) e do Índice de Floresta Urbana ($m^2/habitante$) (C e D) para cada município do estado do Rio de Janeiro e para as regiões de governo do estado do Rio de Janeiro.



Fonte: Os autores (2024).

Datum – SIRGAS 2000. Em que: NF = Norte Fluminense; NOF = Noroeste Fluminense; BL = Baixadas Litorâneas; M = Metropolitana; MP = Médio Paraíba; S = Serrana; CSF = Centro-Sul Fluminense; CV = Costa Verde.

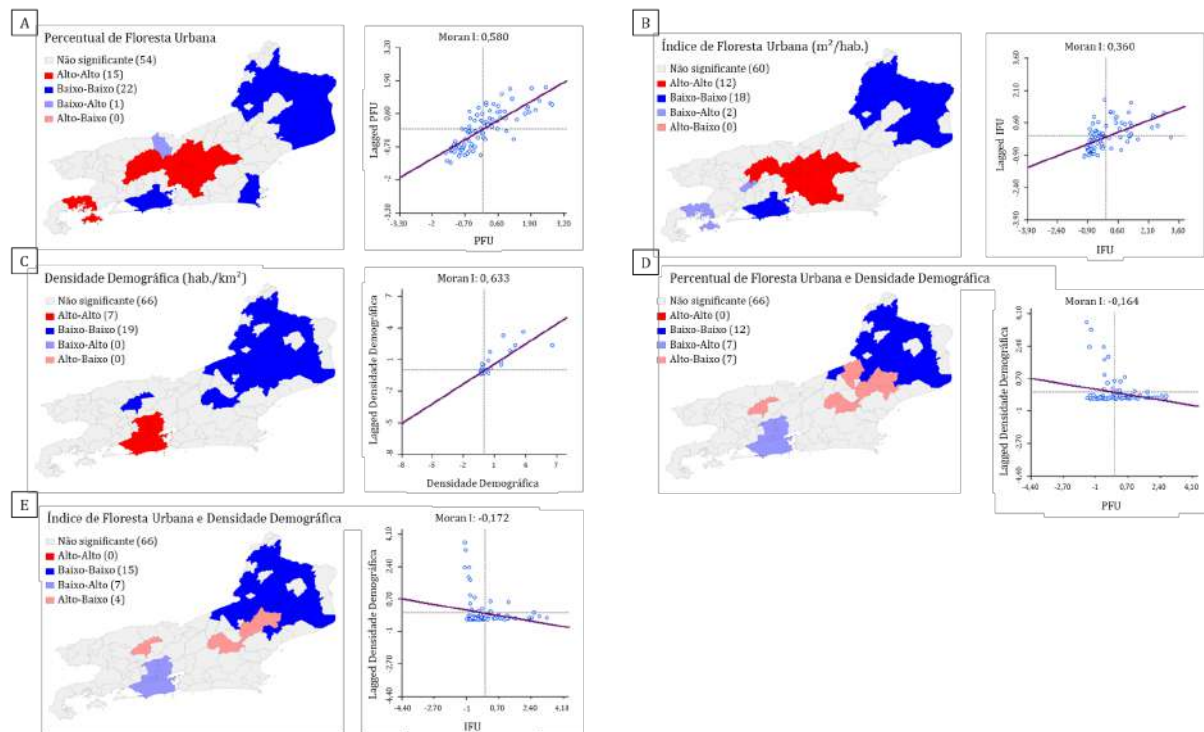
Esses municípios caracterizam-se por apresentarem elevados percentuais e índices de floresta urbana e estarem próximos a outros municípios que compartilham das mesmas características. Em contraste, o grupo BB é composto principalmente por municípios das regiões Norte e Noroeste Fluminense, com poucas exceções, indicando áreas com baixos percentuais e índices de floresta urbana próximas a outras com o mesmo perfil (Figuras 2A e 2B).

A configuração dos agrupamentos para a densidade demográfica apresentou algumas diferenças em relação aos padrões descritos anteriormente (Figura 2C). No quadrante BB, além de municípios das regiões Norte e Noroeste Fluminense, foram incluídos alguns municípios da região Serrana. Já o quadrante AA foi formado exclusivamente por municípios da região Metropolitana, evidenciando uma concentração de áreas com alta densidade populacional no estado.

A análise bivariada revelou correlações significativas negativas entre as variáveis de floresta urbana e a densidade demográfica, embora relativamente fracas: -0,164 para o PFU e a densidade demográfica, e -0,172 para o IFU e a densidade demográfica. Esses resultados indicam que municípios com menor cobertura vegetal tendem a estar próximos de municípios com maior densidade populacional. Ambas as análises bivariadas apresentaram composições semelhantes nos agrupamentos, com exceção de Cantagalo, Cordeiro e Conceição de Macabu. Esses municípios foram classificados no grupo Alto-Baixo (AB) na relação entre PFU e densidade demográfica, mas integraram o grupo BB na relação entre IFU e densidade demográfica (Figuras 2D e 2E).

É importante destacar os municípios que compõem o grupo Baixo-Alto (BA): Berlford Roxo, Duque de Caxias, Mesquita, Nilópolis, Nova Iguaçu, Rio de Janeiro e São João de Meriti, todos localizados na região Metropolitana (Figuras 2D e 2E). Esses municípios apresentaram cobertura vegetal abaixo da média (PFU = 16,69%; IFU = 64,38 $m^2/hab.$) e estão próximos de áreas com maiores densidades populacionais. No que diz respeito ao pla-

Figura 2: Indicadores Locais de Associação Espacial (LISA) univariados (A, B e C): mapas de agrupamento do percentual de floresta urbana (PFU), do índice de floresta urbana (IFU) e da densidade demográfica e respectivos gráficos de dispersão de Moran. Indicadores LISA bivariados (D e E): mapas de agrupamento do PFU com a densidade demográfica, e do IFU com a densidade demográfica e respectivos gráficos de dispersão de Moran.



Fonte: Os autores (2024).

nejamamento urbano, estas cidades podem ser consideradas prioritárias na implementação de estratégias voltadas à implantação, monitoramento, conservação e expansão da arborização urbana. Embora o marco histórico da arborização no Brasil tenha ocorrido na cidade do Rio de Janeiro, com a inauguração do Passeio Público em 1790 (Telles *et al.*, 2021), somente em 2016 foi aprovado o Plano Diretor de Arborização Urbana – PDAU Rio (Decreto nº 42.685/2016), indicando um movimento para aprimorar a gestão da arborização nesse município (Rio de Janeiro, 2016). Até a conclusão deste estudo, os outros municípios do grupo mencionado ainda não haviam apresentado documentos específicos para a gestão da arborização urbana. Recentemente, em 2023, a cidade do Rio de Janeiro foi certificada pelo Programa *Tree Cities of the World*, promovido anualmente pela *Arbor Day Foundation* em parceria com a FAO (*Food and Agriculture Organization*) das Nações Unidas. O programa visa reconhecer e incentivar a preservação de áreas verdes urbanas globalmente. No Brasil, apenas 34 cidades receberam essa certificação, incluindo Rio de Janeiro, Niterói e Nova Friburgo (*Food and Agriculture Organization of the United Nations; Arbor Day Foundation*, 2023).

Os índices socioeconômicos são considerados um dos principais fatores que influenciam a cobertura arbórea urbana (Bonilla-Duarte *et al.*, 2021) e, por isso, a relação entre essas variáveis tem sido amplamente abordada em diversos estudos (Arantes *et al.*, 2021; Chen *et al.*, 2018; Szantoi *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2016). Em muitas cidades, a distribuição da vegetação ocorre de maneira desigual, favorecendo de forma desproporcional determinados grupos sociodemográficos (Greene; Robinson; Millward, 2018; Lin; Wang; Li, 2021; Schwarz *et al.*, 2015).

A urbanização rápida e em grande escala, associada à falta de planejamento na ocupação do território, reduz as áreas disponíveis para o plantio e estabelecimento de árvores (Jim, 1998). Nesse contexto, a densidade populacional pode ser considerada um fator-chave na limitação da quantidade de vegetação urbana (Pham *et al.*, 2013). Fahey e Casali (2017) observaram que a fragmentação da floresta urbana é mais pronunciada em áreas com alta densidade populacional e crescimento populacional acelerado. De forma semelhante, Canetti *et al.* (2018), avaliando

mudanças multitemporais em áreas florestais urbanas, destacaram que as regiões de alta densidade populacional experimentaram as maiores perdas de cobertura arbórea. Essa relação inversa entre a cobertura arbórea urbana e a densidade demográfica foi corroborada por outras pesquisas (Clarke; Jenerette; Davila, 2013; Filho *et al.*, 2005).

Essas associações estão alinhadas ao conceito de gradiente de floresta urbana proposto por Bradley (1995), que relaciona o aumento da densidade populacional à diminuição da presença de vegetação no meio urbano. O crescimento no número de pessoas por unidade de área intensifica a competição por espaço entre as infraestruturas urbanas, impactando diretamente a quantidade de vegetação urbana disponível. Compreender essas relações é fundamental para orientar políticas urbanas que busquem equilibrar a preservação e promoção de áreas verdes com o crescimento populacional esperado nos próximos anos. Atualmente, 55% da população mundial reside em áreas urbanas, e estima-se que até 2050 esse percentual aumente para 68% (Organização das Nações Unidas, 2022).

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo investigou a distribuição espacial da floresta urbana e sua relação com a densidade demográfica nos municípios do estado do Rio de Janeiro, considerando o avanço da urbanização e o aumento projetado da população urbana como desafios para a preservação e expansão das áreas verdes. Compreender essa relação é essencial para o planejamento urbano e a promoção de uma distribuição equitativa da vegetação em áreas urbanas.

Os resultados apontam uma distribuição desigual da floresta urbana, revelando disparidades nos benefícios proporcionados pela vegetação. Análises espaciais identificaram uma dependência significativa entre cobertura vegetal e densidade populacional, evidenciando uma relação negativa: à medida que a densidade demográfica aumenta, a presença de vegetação urbana tende a diminuir. Esses achados reforçam a necessidade de políticas públicas que priorizem a conservação e a expansão de áreas verdes, especialmente em regiões densamente povoadas, para promover qualidade de vida e sustentabilidade.

Futuras análises em nível de bairros podem aprofundar essas descobertas, permitindo a identificação de correlações mais fortes. Além disso, a inclusão de indicadores populacionais como renda, escolaridade e faixa etária pode enriquecer a compreensão dos fatores que influenciam a distribuição da cobertura vegetal nas cidades.

REFERÊNCIAS

- ARANTES, B. L.; CASTRO, N. R.; GILIO, L.; POLIZEL, J. L.; FILHO, D. F. S. Urban forest and per capita income in the mega-city of sao paulo, brazil: A spatial pattern analysis. **Cities**, v. 111, p. 103099, 2021.
- BAINES, O.; WILKES, P.; DISNEY, M. Quantifying urban forest structure with open-access remote sensing data sets. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 50, p. 126653, 2020.
- BIONDI, D. Floresta urbana: Conceitos e terminologias. In: **Floresta Urbana**. Curitiba: O Autor, 2015.
- BONILLA-DUARTE, S.; GÓMEZ-VALENZUELA, V.; MORA, A.-L. Vargas-de L.; GARCÍA-GARCÍA, A. Urban forest sustainability in residential areas in the city of santo domingo. **Forests**, v. 12, n. 7, p. 884, 2021.
- BRADLEY, G. A. Urban forest landscapes: Integrating multidisciplinary perspectives. In: BRADLEY, G. (Ed.). **Urban Forest Landscapes: Integrating Multidisciplinary Perspectives**. Seattle: University of Washington Press, 1995.
- BREIMAN, L. Random forests. **Machine Learning**, v. 45, n. 1, p. 5–32, 2001.
- CANETTI, A.; GARRASTAZU, M. C.; MATTOS, P. P.; BRAZ, E. M.; NETTO, S. P. Understanding multi-temporal urban forest cover using high resolution images. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 29, p. 106–112, 2018.
- CHEN, L.; WANG, L.; LI, G.; MA, F.; ZHANG, Z. Understanding treescape changes as the basis of urban forest planning in fringe areas. **Ecological Indicators**, v. 95, p. 117–126, 2018.
- CLARKE, L. W.; JENERETTE, G. D.; DAVILA, A. The luxury of vegetation and the legacy of tree biodiversity in los angeles, ca. **Landscape and Urban Planning**, v. 116, p. 48–59, 2013.
- CONGALTON, R. G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**, v. 37, n. 1, p. 35–46, 1991.
- FAHEY, R. T.; CASALI, M. Distribution of forest ecosystems over two centuries in a highly urbanized landscape. **Landscape and Urban Planning**, v. 164, p. 13–24, 2017.
- FEIO, E. F.; VELOSO, G. A.; HERRERA, R. C. Índices espaciais da arborização na cidade de altamira - para. **Revista GeoAmazônia**, v. 10, n. 20, p. 172–192, 2022.
- FILHO, D. F. S.; PIVETTA, K. F. L.; COUTO, H. T. Z.; POLIZEL, J. L. Indicadores de floresta urbana a partir de imagens aéreas multiespectrais de alta resolução. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 67, p. 88–100, 2005.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO); Arbor Day Foundation. **Tree Cities of the World - Recognised Cities**. 2023. Disponível em: <https://treecitiesoftheworld.org/directory.cfm>. Acesso em: 5 abr. 2024.
- Fundação Ceperj. **Caracterização do Território**. 2019. Disponível em: <https://arquivos.proderj.rj.gov.br/>. Acesso em: 30 jan. 2024.
- GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R. Google earth engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18–27, 2017.
- GREENE, C. S.; ROBINSON, P. J.; MILLWARD, A. A. Canopy of advantage: Who benefits most from city trees? **Journal of Environmental Management**, v. 208, p. 24–35, 2018.
- GRIMM, N. B.; FAETH, S. H.; GOLUBIEWSKI, N. E.; REDMAN, C. L.; WU, J.; BAI, X.; BRIGGS, J. M. Global change and the ecology of cities. **Science**, v. 319, p. 756–760, 2008.
- (IBGE), I. B. de Geografia e E. **Malha de Setores Censitários**. 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/estrutura-territorial/>. Acesso em: 28 dez. 2023.
- (IBGE), I. B. de Geografia e E. **Censo Demográfico 2022**. 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/>. Acesso em: 27 dez. 2023.
- (IBGE), I. B. de Geografia e E. **Panorama**. 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rj/panorama>. Acesso em: 27 dez. 2023.
- (IBGE), I. B. de Geografia e E. **Proposta Metodológica para Classificação dos Espaços do Rural, do Urbano e da Natureza no Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2023. 174 p.

- IMRAN, H. M.; SHAMMAS, M. I.; RAHMAN, A.; JACOBS, S. J.; NG, A. W. M.; MUTHUKUMARANN, S. Causes, modeling and mitigation of urban heat island: A review. **Earth Sciences**, v. 10, n. 6, p. 244–264, 2021.
- (IPCC), I. P. on C. C. **Climate Change 2023: Synthesis Report**. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva: IPCC, 2023. 42 p.
- JANEIRO, R. de. **Decreto nº 42685, de 21 de dezembro de 2016**. Aprova o Plano Diretor de Arborização Urbana da Cidade do Rio de Janeiro - PDAU Rio. 2016. Diário Oficial do Município de Rio de Janeiro, Poder Executivo, Rio de Janeiro, 22 de dezembro de 2016 – Ano XXX, nº 187.
- JIM, C. Y. Impacts of intensive urbanization on trees in hong kong. **Environmental Conservation**, v. 25, n. 2, p. 146–159, 1998.
- JR., R. G. P.; MILLONES, M. Death to kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32, n. 15, p. 4407–4429, 2011.
- KINTU, M.; SHITENGA, A.; SHITENG, M. A literature review of impacts of urbanization on water resource management: A case study in south africa. **International Journal of Scientific and Research Publications**, v. 9, n. 6, p. 320–327, 2019.
- LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159–174, 1977.
- LANDRY, F.; DUPRAS, J.; MESSIER, C. Convergence of urban forest and socio-economic indicators of resilience: A study of environmental inequality in four major cities in eastern canada. **Landscape and Urban Planning**, v. 202, p. 103856, 2020.
- LAUX, M.; LV, H.; ENTLING, M. H.; SCHIRMEL, J.; NARANG, A.; KÖHLER, M.; SAHA, S. Native pedunculate oaks support more biodiversity than non-native oaks, but non-native oaks are healthier than native oaks: A study on street and park trees of a city. **Science of The Total Environment**, v. 853, p. 158603, 2022.
- LIN, J.; WANG, Q.; LI, X. Socioeconomic and spatial inequalities of street tree abundance, species diversity, and size structure in new york city. **Landscape and Urban Planning**, v. 206, p. 103992, 2021.
- LU, J.; LI, B.; LI, H.; AL-BARAKANI, A. Expansion of city scale, traffic modes, traffic congestion, and air pollution. **Cities**, v. 108, p. 102974, 2021.
- MORAN, P. A. P. The interpretation of statistical maps. **Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)**, v. 10, n. 2, p. 243–251, 1948.
- NYELELE, C.; KROLL, C. N. A multi-objective decision support framework to prioritize tree planting locations in urban areas. **Landscape and Urban Planning**, v. 214, p. 104172, 2021.
- Organização das Nações Unidas (ONU). **World Cities Report 2022: Envisaging the Future of Cities**. Nairobi: UN-Habitat, 2022. 389 p.
- PÉREZ-MORALES, A.; ROMERO-DÍAZ, A.; ILLÁN-FERNANDEZ, E. J. Rainfall, anthropogenic soil sealing, and floods. an example from southeastern spain. In: RODRIGO-COMINO, J. (Ed.). **Precipitation: Earth Surface Responses and Processes**. Spain: Elsevier, 2021.
- PHAM, T.-T.-H.; APPARICIO, P.; LANDRY, S.; SÉGUIN, A.-M.; GAGNON, M. Preditors of the distribution of street and backyard vegetation in montreal, canada. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 12, n. 1, p. 18–27, 2013.
- RODRÍGUEZ-SANTAMARÍA, K.; ZAFRA-MEJÍA, C. A.; RONDÓN-QUINTANA, H. A. Macro-morphological traits of leaves for urban tree selection for air pollution biomonitoring: A review. **Biosensors**, v. 12, n. 10, p. 812, 2022.
- SANTOS, J. F. C.; MENDONÇA, B. A. F.; ARAÚJO, E. J. G.; ANDRADE, C. F. Fragmentação florestal na mata atlântica: o caso do município de paraíba do sul, rj, brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 15, n. 3, p. 151–158, 2017.
- SCHWARZ, K.; FRAGKIAS, M.; BOONE, C. G.; ZHOU, W.; MCHALE, M.; GROVE, J. M.; O'NEIL-DUNNE, J.; MCFADDEN, J. P.; BUCKLEY, G. L.; CHILDERS, D.; OGDEN, L.; PINCETL, S.; PATAKI, D.; WHITMER, A.; CADENASSO, M. L. Trees grow on money: Urban tree canopy cover and environmental justice. **PLoS ONE**, California, v. 10, n. 4, p. e0122051, 2015.
- SZANTOI, Z.; ESCOBEDO, F.; WAGNER, J.; RODRIGUEZ, J. M.; SMITH, S. Socioeconomic

- factors and urban tree cover policies in a subtropical urban forest. **GIScience & Remote Sensing**, v. 49, n. 3, p. 428–449, 2013.
- TEIXEIRA, I. F.; GONÇALVES, E. B. Determinação do percentual de cobertura arbórea (pca) e do Índice de cobertura arbórea por habitante (icah) para a Área urbana de são gabriel - rs, através de imagens do satélite rapideye. **Brazilian Journal of Development**, São José dos Pinhais, v. 6, n. 9, p. 64126–64139, 2020.
- TELLES, F. P.; SANCHOTENE, M. C.; BARCELOS, F. O.; CASTRO, P. M.; FONTES, A. L.; GRALLA, K.; CHAVES, S.; PEDREIRA, L. O. **A Sociedade Brasileira de Arborização Urbana (Capítulo Brasil) e as Rodas de Conversa Durante a Pandemia**. Champaign: International Society of Arboriculture, 2021. Disponível em: <https://www.isa-arbor.com/Portals/0/Assets/PDF/>. Acesso em: 5 fev. 2024.
- TESHNEHDEL, S.; AKBARI, H.; GIUSEPPE, E. D.; BROWN, R. D. Effect of tree cover and tree species on microclimate and pedestrian comfort in a residential district in iran. **Building and Environment**, v. 178, p. 106899, 2020.
- URBANA, S. B. de A. A carta de londrina e ibiporã. **Boletim Informativo**, Botucatu, v. 3, n. 5, p. 3, 1996.
- VLIET, J. V. Direct and indirect loss of natural area from urban expansion. **Nature Sustainability**, v. 2, p. 755–762, 2019.
- WANG, H.-F.; QURESHI, S.; QURESHI, B. A.; QIU, J.-X.; FRIEDMAN, C. R.; BREUSTE, J.; WANG, X.-K. A multivariate analysis integrating ecological, socioeconomic and physical characteristics to investigate urban forest cover and plant diversity in beijing, china. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 921–929, 2016.
- WELLMANN, T.; LAUSCH, A.; ANDERSSON, E.; KNAPP, S.; CORTINOVIS, C.; JACHE, J.; SCHEUER, S.; KREMER, P.; MASCARENHAS, A.; KRAEMER, R.; HAASE, A.; SCHUG, F.; HAASE, D. Remote sensing in urban planning: Contributions towards ecologically sound policies? **Landscape and Urban Planning**, v. 204, p. 103921, 2020.
- XIE, C.; CAI, S.; YU, B.; YAN, L.; LIANG, A.; CHE, S. The effects of tree root density on water infiltration in urban soil based on a ground penetrating radar in shanghai, china. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 50, p. 126648, 2020.
- ZHOU, Q.; LIAO, Y.; WANG, J. Mapping global urban greenspace: An analysis based on open land-cover data. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 74, p. 127638, 2022.