

**UNIVERSIDADE NOVE DE JULHO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
CIDADES INTELIGENTES E SUSTENTÁVEIS**

MATHEUS FELIPE CONCEIÇÃO ALVES LIMA

**SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E DESIGUALDADES SOCIOESPACIAIS:
UMA ANÁLISE DAS ÁREAS VERDES URBANAS EM RIBEIRÃO PRETO,
SÃO PAULO, BRASIL.**

SÃO PAULO

2026

Matheus Felipe Conceição Alves Lima

**SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E DESIGUALDADES SOCIOESPACIAIS: UMA
ANÁLISE DAS ÁREAS VERDES URBANAS EM RIBEIRÃO PRETO, SÃO PAULO,
BRASIL.**

**ECOSYSTEM SERVICES AND SOCIO-SPATIAL INEQUALITIES: AN ANALYSIS
OF URBAN GREEN SPACES IN RIBEIRÃO PRETO, SÃO PAULO, BRAZIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Cidades Inteligentes e Sustentáveis da Universidade Nove de Julho – UNINOVE, como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Cidades Inteligentes e Sustentáveis**

Orientador: Prof. Dr. Cristiano Capellani Quaresma

São Paulo

2026

Lima, Matheus Felipe Conceição Alves

Serviços ecossistêmicos e desigualdades socioespaciais: uma análise das áreas verdes urbanas em Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil./ Matheus Felipe Conceição Alves Lima. 2026.

168 f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Nove de Julho - UNINOVE, São Paulo, 2026.

Orientador (a): Prof. Dr. Cristiano Capellani Quaresma.

1. Temperatura de superfície (LST). 2. Sequestro de carbono. 3. Índice de vulnerabilidade social. 4. Injustiça ambiental. 5. Sensoriamento remoto.

I. Quaresma, Cristiano Capellani.

II. Título.

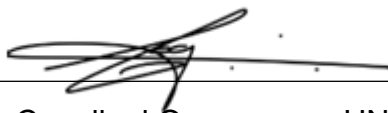
CDU 711.4

SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E DESIGUALDADES SOCIOESPACIAIS: UMA ANÁLISE DAS ÁREAS VERDES URBANAS EM RIBEIRÃO PRETO, SÃO PAULO, BRASIL.

Por

Matheus Felipe Conceição Alves Lima

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Cidades Inteligentes e Sustentáveis da Universidade Nove de Julho – UNINOVE, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Cidades Inteligentes e Sustentáveis, sendo a banca examinadora formada por:



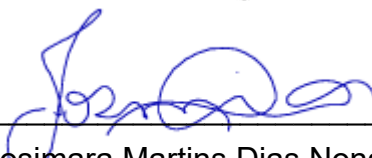
Prof. Dr. Cristiano Capellani Quaresma – UNINOVE



Prof. Dra. Alessandra Cristina Guedes Pellin – UNINOVE



Prof. Dr. Maurício Lamano Ferreira – EEL/USP



Prof. Dra. Josimara Martins Dias Nonato – SCNEFE IBGE

São Paulo, 06 de março de 2026.

Dedico este trabalho a todos os profissionais que atuam na defesa do meio ambiente, especialmente aos servidores públicos dos diferentes níveis de governo, que, diante de inúmeros desafios, se dedicam diariamente a honrar o dever ético e legal, consagrado na Constituição Federal, de proteger e zelar pelo direito coletivo a um meio ambiente ecologicamente equilibrado, para as presentes e futuras gerações.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, Lígia e Pedro, e a toda a minha família, pelo apoio, incentivo e suporte ao longo dessa trajetória, e por sempre acreditarem que o estudo é um caminho de transformação.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Cristiano, pelo apoio e pela parceria ao longo de todo o processo de orientação. Mesmo à distância, suas contribuições foram essenciais para o desenvolvimento deste trabalho, e pudemos construir muito nesse percurso.

Agradeço ao Prof. Dr. Maurício e à Dra. Josimara pelos ensinamentos, pela constante disponibilidade em ajudar e pelas inúmeras reuniões, inclusive nos dias de folga. Sem vocês, a construção deste trabalho não teria sido possível.

Agradeço a todos os amigos mestrandos e doutorandos do PPGCIS pelas trocas acadêmicas, pelo trabalho coletivo e pelos momentos compartilhados ao longo dessa caminhada, especialmente pelos bons momentos vividos em Medellín.

Agradeço a todo o corpo docente do PPGCIS pelos aprendizados proporcionados nas mais diversas áreas, que envolvem não apenas o planejamento urbano e regional, mas também os ensinamentos fundamentais para o fazer científico.

Agradeço a todos os laços de amizade que construí até aqui. Mesmo distantes, por todo o Brasil e até fora dele, tê-los na minha vida torna tudo mais especial.

Agradeço também a todos os colegas da PMRP pelo acolhimento desde que cheguei a Ribeirão Preto e pela amizade que construímos.

Por fim, agradeço à CAPES pelo apoio concedido à minha pesquisa, por meio da bolsa de estudos.

Justiça ecológica é responsabilizar a nossa sociedade consumista pela destruição do planeta e de seu patrimônio ambiental.
Sebastião Salgado (2021)

RESUMO

Introdução/Objetivo: O processo de urbanização acelerada tem aprofundado as desigualdades socioambientais nas cidades, intensificando as ilhas de calor e a degradação da qualidade ambiental urbana. Embora a vegetação urbana atue como Solução baseada na Natureza (SbN), fornecendo serviços ecossistêmicos como regulação térmica e sequestro de carbono, sua distribuição é desigual e frequentemente dissociada das áreas mais vulneráveis. Diante disso, o estudo teve como objetivo analisar, em escala intraurbana, a distribuição desses serviços ecossistêmicos no município de Ribeirão Preto (SP) e sua relação com padrões de desigualdade socioespacial, incorporando o contexto de mudanças climáticas como elemento estruturante da análise. **Metodologia:** Foram mapeadas a temperatura de superfície (LST) e o potencial de sequestro de carbono (CO₂FLUX) nos períodos chuvoso e de estiagem, a partir dos quais se derivaram índices ecofisiológicos e correlações funcionais. Paralelamente, elaboraram-se índices de vulnerabilidade social com base em dados censitários do IBGE (2022). Os indicadores ambientais foram sintetizados por Análise de Componentes Principais (PCA) e agrupados por k-means, definindo classes térmico-ecológicas intraurbanas. Cada setor censitário foi classificado simultaneamente quanto à condição ambiental e à vulnerabilidade (CLASS_ISV), permitindo a construção de uma tabela de contingência. A associação entre as variáveis foi avaliada por meio do teste Qui-quadrado (χ^2), com nível de significância de 5%. **Resultados:** Os resultados evidenciaram associação estatisticamente significativa entre condição ambiental e vulnerabilidade social, indicando que setores mais vulneráveis coincidem com áreas de maior estresse térmico e menor provisão de serviços ecossistêmicos. Observou-se um gradiente térmico-ecológico, no qual o aumento da LST está associado à redução da capacidade ecofisiológica da vegetação. A análise multivariada permitiu identificar tipologias ambientais operacionais ao planejamento urbano, demonstrando a concentração persistente de condições ambientais desfavoráveis em áreas socialmente vulneráveis, configurando um quadro de injustiça ambiental urbana. Esse cenário tende a se agravar frente às projeções climáticas regionalizadas para o Estado de São Paulo (2020–2050), que indicam aumento das temperaturas, intensificação das ondas de calor, maior duração dos períodos secos e maior variabilidade dos extremos de precipitação, ampliando riscos associados ao calor extremo, à estiagem e a eventos hidrológicos em Ribeirão Preto. **Conclusão:** Os resultados reforçam a necessidade de incorporar critérios de equidade socioambiental ao planejamento urbano, com priorização territorial das UOPs 22-O, 11-O, 10-O, 02-N, 03-AER, 01-CE e 08-O. Essa priorização responde às diretrizes das políticas climáticas nacional e estadual, que reconhecem o município como escala estratégica para adaptação e enfatizam a territorialização dos riscos e a integração entre variáveis ambientais e socioeconômicas. No âmbito local, os achados se articulam ao Plano Diretor Municipal, ao Plano Municipal de Mudança do Clima e ao Plano Estratégico do Sistema de Áreas Verdes e Arborização Urbana, orientando intervenções mais precisas e equitativas frente ao agravamento das mudanças climáticas.

Palavras-chave: Temperatura de Superfície (LST); Sequestro de Carbono; Índice de Vulnerabilidade Social; Injustiça Ambiental; Sensoriamento Remoto.

ABSTRACT

Introduction/Objective: Accelerated urbanization has intensified socio-environmental inequalities in cities, exacerbating urban heat islands and the degradation of environmental quality. Although urban vegetation plays a strategic role as a Nature-based Solution (NbS), providing ecosystem services such as thermal regulation and carbon sequestration, its spatial distribution is highly uneven and often disconnected from the most socially vulnerable areas. In this context, this study aimed to analyze, at the intra-urban scale, the distribution of these ecosystem services in the municipality of Ribeirão Preto (SP), Brazil, and their relationship with patterns of socio-spatial inequality, incorporating climate change as a structuring element of the analysis. **Methodology:** Land Surface Temperature (LST) and carbon sequestration potential (CO2FLUX) were mapped for both wet and dry seasons, from which ecophysiological indices and functional correlations were derived. In parallel, social vulnerability indices were developed based on census data from IBGE (2022), enabling an integrated assessment of climatic, ecological, and social dimensions. Environmental indicators were synthesized using Principal Component Analysis (PCA) and grouped through k-means clustering, resulting in intra-urban thermo-ecological classes. Each census tract was simultaneously classified according to environmental condition and vulnerability level (CLASS_ISV), allowing the construction of a contingency table. The association between variables was tested using the Chi-square (χ^2) test, with a 5% significance level. **Results:** The results showed a statistically significant association between environmental conditions and social vulnerability, indicating that more vulnerable sectors systematically coincide with areas of higher thermal stress and lower provision of ecosystem services. A clear intra-urban thermo-ecological gradient was observed, in which increasing LST is associated with a reduction in the ecophysiological capacity of vegetation. The multivariate synthesis enabled the identification of distinct environmental typologies applicable to urban planning, revealing the persistent concentration of unfavorable environmental conditions in socially vulnerable areas, characterizing a pattern of urban environmental injustice. This scenario is likely to intensify under regional climate projections for the State of São Paulo (2020–2050), which indicate rising temperatures, more frequent heatwaves, longer dry periods, and increased variability in extreme precipitation, thereby amplifying risks related to extreme heat, drought, and hydrological events in Ribeirão Preto. **Conclusion:** The findings highlight the need to incorporate socio-environmental equity criteria into urban planning, with territorial prioritization of UOPs 22-O, 11-O, 10-O, 02-N, 03-AER, 01-CE, and 08-O. This prioritization aligns with national and state climate policies, which recognize municipalities as key actors in climate adaptation and emphasize the territorialization of climate risks and the integration of environmental and socioeconomic variables. At the local level, these results are consistent with the Municipal Master Plan, the Municipal Climate Change Plan, and the Strategic Plan for the System of Green Spaces and Urban Forestry, supporting the implementation of more precise and equitable interventions in response to worsening climate conditions.

Keywords: Land Surface Temperature (LST); Carbon Sequestration; Social Vulnerability Index; Environmental Injustice; Remote Sensing.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema conceitual de classificação dos Serviços Ecosistêmicos.	35
Figura 2. Modelo de variação térmica em um município.	41
Figura 3. Mapa do Município de Ribeirão Preto.	58
Figura 4. Mapa do Macrozoneamento Urbanístico de Ribeirão Preto..	59
Figura 5. Dados Meteorológicos de Ribeirão Preto entre outubro de 2023 e setembro de 2024.	61
Figura 6. Espaços Livres Públicos Verdes (ELPVs) de Ribeirão Preto, SP. ...	62
Figura 7. Temperatura de Superfície em Ribeirão Preto durante o período chuvoso.....	84
Figura 8. Temperatura de Superfície em Ribeirão Preto durante o período de estiagem.....	85
Figura 9. Índice de Intensidade de Ilhas de Calor Urbanas de Superfície (i_ICUS), durante o período chuvoso.....	86
Figura 10. Índice de intensidade de ilhas de calor urbanas de superfície (i_ICUS), durante o período de estiagem.....	87
Figura 11. Fluxo de CO ₂ (CO ₂ FLUX) no período chuvoso em Ribeirão Preto, SP.	89
Figura 12. Fluxo de CO ₂ (CO ₂ FLUX) no período de estiagem em Ribeirão Preto, SP.	89
Figura 13. Índice de Intensidade de Fluxo de CO ₂ (i_ICO ₂ FLUX) no período chuvoso em Ribeirão Preto, SP	90
Figura 14. Índice de Intensidade de Fluxo de CO ₂ (i_ICO ₂ FLUX) no período de estiagem em Ribeirão Preto, SP	91
Figura 15. Correlação entre os índices de intensidade de CO ₂ FLUX e de Ilhas de Calor Urbanas Superficiais no período chuvoso	93
Figura 16. Correlação entre os índices de intensidade de CO ₂ FLUX e de Ilhas de Calor Urbanas Superficiais no período de estiagem.	94
Figura 17. Histogramas das variáveis analisadas: a) CO ₂ FLUX (chuvoso); b) LST (chuvoso); c) CO ₂ FLUX (estiagem), e; d) LST (estiagem).....	95
Figura 18. Correlação entre CO ₂ FLUX e Temperatura de Superfície (° C) no período chuvoso.....	98

Figura 19. Correlação entre CO2FLUX e Temperatura de Superfície (° C) no período de estiagem	99
Figura 20. Gráficos de dispersão do teste de correlação de Spearman entre LST e CO2FLUX nas UOPs e TEPs do município, durante o período chuvoso.	105
Figura 21. Correlação de Spearman (ρ) versus coeficiente angular (slope) por unidade territorial, com linha de tendência linear e intervalo de confiança (IC), durante o período chuvoso.....	107
Figura 22. Provisão dos serviços ecossistêmicos regulatórios em Ribeirão Preto durante o período chuvoso, SP.....	108
Figura 23. Gráficos de dispersão do teste de correlação de Spearman entre LST e CO2FLUX nas UOPs e TEPs do município, durante o período de estiagem.....	113
Figura 24. Correlação de Spearman (ρ) versus coeficiente angular (slope) por unidade territorial, com linha de tendência linear e intervalo de confiança (IC), durante o período de estiagem	114
Figura 25. Provisão dos serviços ecossistêmicos regulatórios em Ribeirão Preto durante o período de estiagem, SP.....	115
Figura 26. Hidrografia da região leste de Ribeirão Preto, com destaque para o Córrego Espriado e o Ribeirão Tamanduá, localizados nos limites do município com Cravinhos e Serrana, a leste, e para o Rio Pardo, que delimita a porção norte junto aos municípios de Brodowski e Jardinópolis.....	116
Figura 27. Distribuição espacial da proporção de população negra por setor censitário de Ribeirão Preto, SP..	118
Figura 28. Distribuição espacial da renda relativa do responsável pelo domicílio em relação à média municipal, por setor censitário de Ribeirão Preto, SP	118
Figura 29. Distribuição espacial da proporção de domicílios sem esgotamento sanitário por setor censitário de Ribeirão Preto, SP.....	119
Figura 30. Distribuição espacial da proporção de pessoas não alfabetizadas com 15 anos ou mais, por setor censitário de Ribeirão Preto, SP.....	119
Figura 31. Distribuição espacial da proporção de mulheres responsáveis pelo domicílio que não sabem ler e escrever, por setor censitário de Ribeirão Preto, SP.....	120

Figura 32. Mapeamento do Índice Local de Vulnerabilidade Social (ILVS) de Ribeirão Preto, SP.	122
Figura 33. Localização dos Assentamentos Precários, Conjuntos Habitacionais de Interesse Social e espaços residenciais fechados em Ribeirão Preto.	123
Figura 34. Planta esquemática do Assentamento Mário Lago, inserido na Fazenda da Barra, próximo à área urbana da cidade de Ribeirão Preto.	124
Figura 35. Ordenação dos setores censitários de Ribeirão Preto no espaço das duas primeiras componentes principais (PCA) derivadas de variáveis ambientais de temperatura e fluxo de CO ₂ , com agrupamento por k-means (k = 3). O eixo PC1 representa o gradiente principal frio/maior CO ₂ → quente/menor CO ₂ , enquanto o eixo PC2 expressa variações secundárias associadas à sazonalidade entre períodos seco e chuvoso.	125
Figura 36. Distribuição dos setores censitários segundo o ambiente térmico-ecológico e a vulnerabilidade social (ISV).....	127
Figura 37. Mapeamento das desigualdades socioespaciais de Ribeirão Preto (SP), obtido a partir dos valores do eixo principal da Análise de Componentes Principais (PCA).....	131

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classificação dos Espaços Livres Públicos, adaptado de Weingartner (2008).....	32
Tabela 2. Dados Meteorológicos de Ribeirão Preto entre outubro de 2023 e setembro de 2024.	60
Tabela 3. Propriedades e aplicações das bandas dos satélites Landsat (Adaptado de Acharya; Yang, 2015).	63
Tabela 4. Identificação das cenas (ID), datas e horários de registro e percentuais de cobertura de nuvens das imagens Landsat 8/9.....	63
Tabela 5. Indicadores sociodemográficos e as respectivas variáveis utilizadas na análise dos setores censitários de Ribeirão Preto.	67
Tabela 6. Estatísticas do teste Anderson–Darling para os períodos chuvoso e de estiagem.....	96
Tabela 7. Resumo do teste de correlação de <i>Spearman</i> para o período chuvoso.	97
Tabela 8. Resumo do teste de correlação de <i>Spearman</i> para o período de estiagem.....	98
Tabela 9. Correlação de Spearman entre CO2FLUX e LST (° C) no período chuvoso nas unidades territoriais da Zona Urbana.	101
Tabela 10. Correlação de Spearman entre CO2FLUX e LST (° C) no período de estiagem nas unidades territoriais da Zona Urbana.....	108
Tabela 11. Distribuição da população segundo as classes do Índice Local de Vulnerabilidade Social (ILVS).....	121
Tabela 12. Resultados do teste não paramétrico de Kruskal–Wallis comparando as médias das variáveis ambientais entre os três ambientes intraurbanos (Favorável, Intermediário e Crítico).	126
Tabela 13. Mediana dos valores de PCA para as Unidades Territoriais da Zona Urbana de Ribeirão Preto, SP.....	129

LISTA DE SIGLAS

1. APP – Área de Preservação Permanente
2. AVHRR – Radiômetro Avançado de Alta Resolução (*Advanced Very High Resolution Radiometer*)
3. CO₂ – Dióxido de Carbono
4. CO2FLUX – Fluxo de Dióxido de Carbono (*Carbon Dioxide Flux*)
5. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
6. EVI – Índice de Vegetação Melhorado (*Enhanced Vegetation Index*)
7. ELPV – Espaços Livres Públicos Verdes
8. EVU – Espaço Verde Urbano
9. GLCM – Matriz de Coocorrência de Níveis de Cinza (*Gray-Level Co-occurrence Matrix*)
10. IA – Inteligência Artificial (*Artificial Intelligence*)
11. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
12. ICU – Ilha de Calor Urbana
13. i_ICUS – Índice de Intensidade de Ilha de Calor Urbana de Superfície
14. i_ICO2FLUX – Índice de Intensidade do Fluxo de Dióxido de Carbono
15. IPCC – Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (*Intergovernmental Panel on Climate Change*)
16. IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
17. IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas
18. IPVS – Índice Paulista de Vulnerabilidade Social
19. ILVS – Índice Local de Vulnerabilidade Social
20. ISV – Índice Sintético de Vulnerabilidade
21. IVS – Índice de Vulnerabilidade Social
22. LiDAR – Detecção e Medição por Luz (*Light Detection and Ranging*)
23. LST – Temperatura de Superfície Terrestre (*Land Surface Temperature*)
24. LUE – Eficiência do Uso da Luz (*Light Use Efficiency*)
25. MEA – Avaliação Ecosistêmica do Milênio (*Millennium Ecosystem Assessment*)
26. ML – Aprendizado de Máquina (*Machine Learning*)
27. NDVI – Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*)
28. OLI – Imageador Operacional de Terra (*Operational Land Imager*)

29. PCA – Análise de Componentes Principais
30. PRI – Índice de Reflectância Fotoquímica (*Photochemical Reflectance Index*)
31. RBJA – Rede Brasileira de Justiça Ambiental
32. RF – Floresta Aleatória (*Random Forest*)
33. RDA – Análise de Redundância (*Redundancy Analysis*)
34. SbN – Soluções Baseadas na Natureza
35. SC – Sequestro de Carbono
36. SEADE – Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados
37. SIG – Sistema de Informações Geográficas (*Geographic Information System*)
38. SIRGAS – Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas
39. sPRI – Índice de Reflectância Fotoquímica escalonado (*Scaled Photochemical Reflectance Index*)
40. SR – Sensoriamento Remoto (*Remote Sensing*)
41. tCO₂e – Tonelada de Dióxido de Carbono Equivalente (*Tonne of CO₂ Equivalent*)
42. TEP – Territórios de Expansão Planejada
43. TIRS – Sensor Infravermelho Térmico (*Thermal Infrared Sensor*)
44. UC – Unidade de Conservação
45. UN – Organização das Nações Unidas (*United Nations*)
46. UOP – Unidades de Ocupação Planejadas
47. UTM – Sistema de Coordenadas Universal Transversa de Mercator (*Universal Transverse Mercator*)

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	18
1.1.	CONTEXTUALIZAÇÃO DO TEMA	18
1.2.	PROBLEMA E QUESTÃO DE PESQUISA.....	20
1.3.	OBJETIVO GERAL	21
1.3.1.	Objetivos Específicos	21
1.4.	JUSTIFICATIVA.....	22
1.5.	ESTRUTURA DO TRABALHO	23
2.	REFERENCIAL TEÓRICO.....	25
2.1.	ESPAÇOS LIVRES PÚBLICOS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS ..	25
2.1.1.	Espaços Livres Públicos Verdes.....	25
2.1.2.	Serviços Ecossistêmicos	33
2.2.	INDICADORES AMBIENTAIS APLICADOS AO ESTUDO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS REGULATÓRIOS	38
2.2.1.	Temperaturas de Superfície, Ilhas de Calor e Regulação Térmica	38
2.2.2.	Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI).....	42
2.2.3.	Sequestro de Carbono: Abordagens Conceituais e Métodos de Avaliação.....	44
2.3.	JUSTIÇA AMBIENTAL E DESIGUALDADES SOCIOESPACIAIS.....	48
2.3.1.	Justiça Climática.....	53
2.3.2.	Indicadores de Desigualdade Socioespacial	54
3.	METODOLOGIA.....	57
3.1.	CARACTERIZAÇÃO DA PESQUISA.....	57
3.2.	ÁREA DE ESTUDO	57
3.2.1.	Espaços Livres Públicos Verdes.....	61
3.3.	BASE DE DADOS.....	62
3.3.1.	Imagens Orbitais de Alta Resolução.....	62
3.3.2.	Dados Sociodemográficos do IBGE	64
3.3.3.	Base de Dados Geoespaciais do Município de Ribeirão Preto	68
3.4.	MÉTODOS DE ANÁLISE GEOESPACIAL	69
3.4.1.	Temperatura de Superfície (LST)	69
3.4.2.	Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI).....	71
3.4.3.	Índice do Fluxo de CO ₂ (CO ₂ FLUX).....	71

3.4.4.	Índice Local de Vulnerabilidade Social (ILVS)	73
3.4.4.1.	Índice Sintético de Vulnerabilidade (ISV)	77
3.5.	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	79
3.5.1.	Correlação Espacial entre Variáveis Ambientais	79
3.5.1.1.	Correlação Espacial entre Variáveis Ambientais nas unidades de Planejamento do Município	79
3.5.2.	Análise Multivariada.....	80
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	83
4.1.	TEMPERATURA DE SUPERFÍCIE (LST)	83
4.2.	ÍNDICE DO FLUXO DE CO2 (CO2FLUX)	88
4.3.	CORRELAÇÃO ENTRE TEMPERATURA DE SUPERFÍCIE (LST) E ÍNDICE DO FLUXO DE CO2 (CO2FLUX)	93
4.3.1.	CORRELAÇÃO ENTRE TEMPERATURA DE SUPERFÍCIE (LST) E ÍNDICE DO FLUXO DE CO2 (CO2FLUX) NAS UNIDADES TERRITORIAIS URBANAS.....	100
4.4.	INDICADORES DE VULNERABILIDADE SOCIOESPACIAL	117
4.4.1.	ÍNDICE LOCAL DE VULNERABILIDADE SOCIAL (ILVS).....	120
4.5.	ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (PCA)	124
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	136
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	139
7.	APÊNDICE	160
7.1.	DICIONÁRIO DE DADOS CENSO DO IBGE	160
7.2.	MAPEAMENTO TEMÁTICO DOS INDICADORES SOCIOESPACIAIS	163
8.	ANEXOS	168

1. INTRODUÇÃO

1.1. Contextualização do Tema

O ano de 2007 marca o momento da história em que o mundo se tornou majoritariamente urbano e, desde então, essa tendência tem se intensificado. Projeções indicam que 68% da população mundial viverá em cidades até 2050, segundo dados da Organização das Nações Unidas (ONU, 2018). Contudo, esse processo de transição, especialmente em países em desenvolvimento como o Brasil, ocorreu de forma tardia, porém extremamente acelerada e, muitas vezes, desprovida do devido planejamento urbano (Quaresma et al., 2017).

Essa urbanização massiva e concentrada, ao passo que impulsiona o desenvolvimento, também gera profundos desafios socioambientais. Dentre os fenômenos mais críticos decorrentes desse modelo citam-se a formação das Ilhas de Calor Urbanas (ICU) e a poluição atmosférica, aumentando a concentração de gases que intensificam o efeito estufa, como o gás carbônico (CO₂).

As ICU se caracterizam por temperaturas do ar e das superfícies terrestres significativamente mais elevadas nos centros urbanos em comparação com as áreas rurais adjacentes, intensificando o desconforto térmico e os riscos à saúde pública (Akbari; Menon; Rosenfeld, 2009). Já a concentração de CO₂ atmosférico, intensificada em ambientes urbanos pela queima de combustíveis e atividades industriais, representa um dos principais gases de efeito estufa e afeta a qualidade de vida urbana ao contribuir para o quadro geral de poluição ambiental e perturbar os ciclos biogeoquímicos locais (Kang et al., 2025; Liang; Wang; Li, 2019).

Frente aos desafios socioambientais apresentados, a implementação de infraestrutura verde emerge como uma estratégia fundamental, configurando-se como uma das principais Soluções baseadas na Natureza (SbN) para a construção de cidades com maior resiliência climática. Composta por um conjunto de áreas verdes, como parques, praças e espaços com solo livre de impermeabilização e predomínio de vegetação (Caldas et al., 2018; Guzzo; Carneiro; Oliveira-Júnior, 2006), essa infraestrutura desempenha múltiplas

funções. No âmbito ecológico, ela contribui diretamente para a mitigação dos problemas urbanos ao promover a redução da poluição, o controle das temperaturas e a melhoria do microclima (Jesus; Braga, 2005; Mello et al., 2014).

Os múltiplos benefícios providos pela infraestrutura verde nas áreas urbanas são tecnicamente categorizados sob o conceito de serviços ecossistêmicos, que representam a diversidade de recursos e processos naturais dos quais os seres humanos se beneficiam (Westman, 1977). O *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA) classifica esses serviços em quatro categorias principais: suporte, provisão, regulação e culturais (Reid et al., 2005).

Este trabalho se concentra nos serviços de regulação, que são aqueles relacionados à manutenção da estabilidade dos processos ecossistêmicos. Esses serviços são fundamentais para medidas de adaptação e mitigação às mudanças climáticas, uma vez que garantem maior resiliência de ecossistemas urbanos e naturais. Dentre eles, dois são centrais para esta pesquisa: a regulação térmica e o sequestro de carbono. O primeiro refere-se à capacidade da vegetação de amenizar a temperatura e proteger os microclimas urbanos, combatendo diretamente o efeito das ilhas de calor. O segundo, sequestro de carbono, é a função pela qual a vegetação atua como um sumidouro de carbono, absorvendo e estocando o CO₂ atmosférico, sendo este um serviço crucial para a mitigação das mudanças climáticas (Thorsen et al., 2014).

Contudo, a distribuição desigual dos múltiplos benefícios associados à vegetação urbana expressa um quadro de injustiça ambiental, uma problemática central abordada pela justiça ambiental, a qual se fundamenta na compreensão de que os riscos e prejuízos ambientais tendem a incidir de forma desproporcional sobre grupos sociais vulnerabilizados (Silva, 2012). Nos espaços urbanos, essa questão se manifesta como uma acentuada desigualdade socioespacial, onde a infraestrutura verde e os serviços ecossistêmicos dela decorrentes não são distribuídos de forma homogênea (Penna; Ferreira, 2014; Ribeiro, 2017).

Estudos demonstram que áreas de maior padrão socioeconômico tendem a concentrar maior abundância de arborização, em contraste com comunidades de baixa renda, onde a vegetação é frequentemente escassa (Morato; Machado; Martines, 2018). Essa assimetria resulta em um acesso desigual aos serviços ecossistêmicos regulatórios, como a regulação térmica e a filtragem de

poluentes, privando sistematicamente grupos marginalizados de recursos essenciais para a saúde e a qualidade de vida (Nyelele; Kroll, 2020).

Diante do exposto, a literatura acadêmica reconhece de forma consolidada tanto os múltiplos serviços ecossistêmicos providos pela vegetação urbana quanto a existência de uma distribuição desigual desses benefícios, que acentua quadros de injustiça ambiental. No entanto, ainda persiste uma lacuna no que tange a estudos que correlacionem, de forma quantitativa e espacialmente explícita, essas duas dimensões, especialmente no contexto de cidades brasileiras de médio e grande porte, cujas dinâmicas de urbanização acelerada e segregação socioespacial apresentam particularidades históricas e estruturais. É nesse contexto que a presente pesquisa se insere, buscando contribuir para o preenchimento dessa lacuna.

1.2. Problema e Questão de Pesquisa

Para investigar a relação entre a distribuição de serviços ecossistêmicos e as desigualdades, o município de Ribeirão Preto (SP) foi selecionado como objeto de estudo. Assim como outras cidades do interior paulista, o município vivenciou um intenso processo de transformação a partir da década de 1970, impulsionado por investimentos na modernização agrícola e na indústria sucroalcooleira. Esse desenvolvimento atraiu grandes fluxos migratórios, fazendo com que o número de habitantes triplicasse entre o final do século XX e o início do século XXI (Fernandes, 2004; Goulart; Gonçalves, 2019).

Esse crescimento acelerado, contudo, ocorreu de forma não planejada, resultando em um acentuado espraiamento urbano, caracterizado pela dispersão da mancha urbana e pela periferização da população (Fernandes, 2004; Nadalin; Igliori, 2015). Em Ribeirão Preto, tal processo manifestou-se em um nítido padrão de segregação socioespacial: enquanto as regiões norte e oeste concentraram o crescimento das periferias, as zonas leste e sul, ocupadas pela população de maior renda, foram beneficiadas com maiores investimentos em infraestrutura, serviços e equipamentos urbanos, incluindo a efetiva implantação de áreas verdes públicas, como parques e praças (Goulart; Gonçalves, 2019; Gomes, 2005a, 2009, 2014).

Essa distribuição desigual de áreas verdes torna-se particularmente crítica ao se considerar o clima Tropical sazonal da cidade, com verões quentes e invernos com acentuado período de estiagem, que tornam o serviço ecossistêmico de regulação térmica um recurso de grande valor para a qualidade de vida e a saúde pública. Essas características, que evidenciam importantes contrastes socioambientais, fazem de Ribeirão Preto um caso de estudo pertinente para analisar a intersecção entre a distribuição de serviços ecossistêmicos e a justiça ambiental.

Nesse contexto, o presente trabalho é norteado pela seguinte pergunta de pesquisa: De que forma a distribuição espacial dos serviços ecossistêmicos de regulação térmica e sequestro de carbono, fornecidos pela vegetação, se relaciona com os padrões de desigualdade socioespacial no município de Ribeirão Preto (SP)?

Partindo dessa questão, este estudo assume a hipótese de que a distribuição espacial dos serviços ecossistêmicos de regulação térmica e sequestro de carbono não é equitativa, refletindo padrões de injustiça ambiental e climática em Ribeirão Preto. Espera-se que territórios com menor renda e maior vulnerabilidade apresentem maior exposição térmica e menor provisão desses serviços, hipótese testada em escala intraurbana por meio da análise de setores censitários e agregações territoriais.

1.3. Objetivo Geral

Esta pesquisa tem como objetivo correlacionar a distribuição espacial dos serviços ecossistêmicos providos pela vegetação urbana – notadamente a regulação térmica e o sequestro de carbono – com as desigualdades socioespaciais existentes no município de Ribeirão Preto (SP).

1.3.1. Objetivos Específicos

- a. Analisar a distribuição espacial das estimativas de temperatura de superfície e sequestro de carbono no município de Ribeirão

Preto, identificando padrões associados à cobertura vegetal urbana nas estações chuvosa e seca.

- b. Caracterizar a distribuição das desigualdades socioespaciais no território municipal com base em indicadores sociodemográficos, por meio da proposição de um Índice Local de Vulnerabilidade Social (ILVS) e de um Índice Sintético de Vulnerabilidade (ISV).
- c. Analisar a relação entre a distribuição dos serviços ecossistêmicos e os indicadores de desigualdade socioespacial, para identificar padrões de injustiça ambiental no território.

1.4. Justificativa

A relevância desta pesquisa ancora-se, primeiramente, em uma justificativa acadêmica. Embora o interesse internacional sobre a relação entre serviços ecossistêmicos e justiça ambiental seja crescente, a literatura nacional ainda é incipiente em estudos que quantifiquem e analisem espacialmente a distribuição desses serviços em articulação com as desigualdades socioespaciais, sobretudo em cidades de médio e grande porte. Para o município de Ribeirão Preto, essa carência de dados e publicações sistematizadas é ainda mais evidente, o que confere originalidade e relevância científica ao trabalho.

Do ponto de vista prático e social, a pesquisa se justifica pela urgência de se construir cidades mais justas e resilientes frente aos desafios impostos pelas mudanças climáticas. Ao gerar um diagnóstico detalhado que correlaciona a distribuição de benefícios ambientais (como o conforto térmico) com a vulnerabilidade social, o estudo oferece subsídios empíricos para o planejamento urbano e a formulação de políticas públicas alinhadas ao Plano Clima Adaptação e ao Plano Estadual de Adaptação e Resiliência Climática do estado de São Paulo (PEARC). Espera-se que os resultados possam auxiliar gestores a promoverem ações que visem não apenas à expansão da infraestrutura verde, mas, principalmente, à sua distribuição equitativa no território.

A escolha de Ribeirão Preto (SP) como área de estudo se justifica por sua expressiva urbanização e por seu papel estratégico, com forte influência sobre o

interior paulista. A cidade apresenta características socioespaciais marcantes, com acentuadas desigualdades em termos de renda, acesso a infraestrutura urbana, proximidade a áreas verdes, bem como déficit de arborização em setores da cidade (Gomes, 2005a, 2007; Ribeirão Preto, 2022; Gualdani, 2024).

Finalmente, a pesquisa está diretamente alinhada às metas globais da Agenda 2030, reforçando sua relevância contemporânea. O estudo dialoga com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, especialmente com o ODS 1 (Erradicação da Pobreza), ao abordar desigualdades socioespaciais e propor estratégias para garantir direitos iguais aos recursos e serviços básicos (Meta 1.4) e construir a resiliência das populações vulneráveis frente a eventos climáticos e desastres (Meta 1.5). A pesquisa também dialoga com o ODS 11 (Cidades e Comunidades Sustentáveis), ao analisar a qualidade e a equidade do ambiente urbano, contribuindo para aumentar a urbanização inclusiva e sustentável (Meta 11.3), garantir acesso universal a espaços públicos seguros, inclusivos e verdes (Meta 11.7) e apoiar políticas integradas para mitigação e adaptação às mudanças climáticas (Meta 11.b).

Por fim, relaciona-se diretamente ao ODS 13 (Ação Contra a Mudança Global do Clima), ao integrar medidas de adaptação e mitigação climática no planejamento urbano, reforçando a resiliência e a capacidade de adaptação a riscos relacionados ao clima (Meta 13.1) e incorporando essas medidas nas políticas locais (Meta 13.2), consolidando uma abordagem que articula justiça ambiental e climática para promover cidades mais inclusivas, resilientes e sustentáveis.

1.5. Estrutura do Trabalho

Esta dissertação está organizada em cinco capítulos. O Capítulo 1, que constitui a introdução, apresenta a contextualização do tema, a formulação do problema de pesquisa, os objetivos, a justificativa e a estrutura geral do trabalho. O Capítulo 2, dedicado ao referencial teórico, discute os fundamentos conceituais que sustentam a pesquisa, abordando as áreas verdes urbanas e os serviços ecossistêmicos, com ênfase nos espaços livres públicos verdes e nos serviços ecossistêmicos regulatórios. Também são discutidos os indicadores

ambientais aplicados ao estudo dos serviços ecossistêmicos regulatórios, com destaque para a temperatura de superfície, as ilhas de calor, o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e o Índice de Fluxo de CO₂. Por fim, o capítulo aborda a temática da justiça ambiental e da justiça climática, assim como os indicadores utilizados na identificação das desigualdades socioespaciais.

O Capítulo 3 apresenta os procedimentos metodológicos, contemplando a caracterização da pesquisa, a delimitação da área de estudo e a descrição detalhada da base de dados utilizada, que inclui imagens orbitais de alta resolução, dados sociodemográficos do IBGE e bases geoespaciais do município de Ribeirão Preto. Nesse capítulo são explicitados os métodos de análise geoespacial, com a aplicação da temperatura de superfície (LST), do NDVI e do Fluxo de CO₂ (CO2FLUX). Além disso, o capítulo também aborda a construção do Índice Local de Vulnerabilidade Social (ILVS) e do Índice Sintético de Vulnerabilidade. Por fim, são descritas as análises estatísticas, incluindo correlações espaciais, testes de associação (como o qui-quadrado) e técnicas de análise multivariada e de agrupamento, utilizadas para a síntese e interpretação dos dados.

O Capítulo 4 apresenta os resultados e a discussão, organizados a partir da análise espacial da temperatura de superfície e do Fluxo de CO₂, das correlações entre essas variáveis, tanto em escala municipal quanto nas unidades de planejamento urbanas do município. Na sequência são apresentados os indicadores de vulnerabilidade social bem como os resultados da construção do ILVS e do IVS. O capítulo culmina na aplicação da Análise de Componentes Principais (PCA), que permite a identificação de tipologias ambientais e socioambientais e a interpretação integrada dos padrões observados à luz do referencial teórico adotado.

Finalmente, o Capítulo 5 reúne as considerações finais, sintetizando os principais achados da pesquisa e discutindo suas implicações para o planejamento urbano, a gestão dos espaços livres públicos e o enfrentamento das desigualdades socioambientais, com ênfase na justiça ambiental e climática.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Espaços Livres Públicos e Serviços Ecossistêmicos

2.1.1. Espaços Livres Públicos Verdes

A existência e importância das áreas verdes remontam às primeiras civilizações, cumprindo funções variadas como produção agrícola e lazer e contemplação estética. No antigo Egito, jardins já eram utilizados como forma de amenizar o calor excessivo nas residências (Loboda; De Angelis, 2005),

enquanto os Jardins Suspensos da Babilônia (600 a.C.), eram símbolos poder financeiro e status social (Tulleken, 1988 apud van Leeuwen et al., 2010).

A Grécia antiga foi o primeiro local a atribuir função pública a esses espaços, proporcionando locais de conversa e lazer comunitário (De Angelis, 2000; Loboda; De Angelis, 2005). Em Roma, os antigos jardins privados de elites republicanas transformaram-se, gradualmente, em espaços públicos imperiais, como exemplificado pelos *Horti Lamiani* de Calígula. Esse processo foi marcado pelo uso de topiaria ornamental, técnica de moldar a vegetação em formas geométricas e figurativas, que visavam realçar elementos escultóricos e arquitetônicos, criando uma simbiose entre natureza e arte (von Stackelberg, 2009).

Durante a Idade Média, a jardinagem, sob influência árabe, voltou-se à produção agrícola no interior das propriedades urbanas, em função da escassez de suprimentos provenientes do meio rural (Jacobs, 1969). Nesses espaços reduzidos, eram cultivadas espécies frutíferas e aromáticas (Loboda; De Angelis, 2005), prática que antecede as hortas comunitárias consolidadas ao longo do século XX (van Leeuwen et al., 2010).

No Renascimento (séc. XV-XVII), período posterior à Idade Média, houve um resgate dos ideais greco-romanos, retomando a integração entre vegetação e arquitetura. Na Itália, os jardins produzidos foram adaptados à topografia por meio de terraços e escadarias (Segawa, 1996). Na França, os grandes jardins, como os de Versalhes, foram implantados priorizando a valorização visual e ordenada da paisagem. Esse padrão influenciou diretamente a concepção de novas praças e parques públicos urbanos ao redor do globo (Paradedda, 2003; Segawa, 1996).

Posteriormente, no século XVIII, os jardins ganharam destaque como ferramentas ornamentais e educativas, representados por espaços como os jardins botânicos (van Leeuwen et al., 2010). Nesse período, a Inglaterra criou os primeiros parques públicos modernos, a partir do entendimento dos espaços naturais como locais abertos e democráticos, princípio este que moldou o paisagismo urbano contemporâneo (Loboda; De Angelis, 2005; Paradedda, 2003).

No século seguinte (XIX), com a consolidação dos poderes governamentais e a melhor organização dos territórios europeus, observou-se

avanços no desenvolvimento do planejamento urbano. As cidades passaram a oferecer uma gama maior de infraestruturas e serviços públicos. Nesse contexto, houve aumento da demanda por espaços de lazer e recreação, resultando na implantação de áreas verdes urbanas, tanto no interior das cidades quanto em suas áreas adjacentes (Konijnendijk, 1997). Essas intervenções, orientadas por objetivos sanitários, estéticos e de sociabilidade, consolidaram os parques urbanos como componente essencial da vida urbana, ao mesmo tempo em que estabeleceram antecedentes para abordagens contemporâneas de integração em redes, multifuncionalidade e conexão com outras infraestruturas (Paula; Caser, 2020; Pauleit et al., 2017).

A exportação do modelo europeu de áreas verdes urbanas foi acompanhando a difusão de ideais de planejamento urbano moderno, higiene e lazer público, sobretudo em contextos de colonização e urbanização acelerada. Na Argentina, o Parque *Tres de Febrero*, em Buenos Aires, reflete diretamente esse movimento, devido a inspiração no *Bois de Boulogne* parisiense. Já na Nova Zelândia, o *Hagley Park*, em Christchurch, incorporou os valores dos jardins ingleses (Faggi; Ignatieva, 2009; Lawrence, 1993).

No Brasil, assim como nas outras localidades exemplificadas, é possível constatar como os espaços verdes produzidos são reflexo das transformações socioculturais, políticas e urbanísticas de cada época. Os primeiros espaços públicos urbanos brasileiros surgiram no contexto colonial, entre os séculos XVI-XVIII. Esses espaços, denominados largos, terreiros ou rossios surgiram como extensões das igrejas católicas e eram espaços multifuncionais que serviam tanto para a prática de atividades religiosas como desfiles militares, comércio e convívio comunitário (Gomes, 2007; Paradedda, 2003).

A vegetação desempenhava um papel secundário nesses espaços, onde os solos eram frequentemente impermeabilizados. Como exemplos, pode-se destacar o Largo do Pelourinho (Salvador), o Pátio de São Pedro (Recife) e o Pátio do Colégio (São Paulo) (Marx, 1980; Robba; Macedo, 2002).

Em Pernambuco, no século XVII, foi evidenciado o surgimento dos primeiros jardins de caráter ornamental e científico, que foram implantados durante o governo do Príncipe Maurício de Nassau nas proximidades do palácio de Friburgo e ao entorno de fortificações. Tais espaços foram concebidos no contexto da invasão holandesa no país. Embora não houvesse o livre acesso da

população a esses espaços, os jardins destinavam-se ao cultivo de espécies utilitárias como frutíferas, medicinais e ornamentais. Esse modelo foi descontinuado após a expulsão dos holandeses, restando apenas vestígios de laranjeiras e limoeiros (Loboda; De Angelis, 2005).

O primeiro jardim público brasileiro, de fato, surgiu no século XVIII, com a construção do Passeio Público do Rio de Janeiro. Esse projeto foi inspirado nos jardins franceses, e incorporou terraços voltados para o mar, alamedas geométricas, chafarizes e bancos, associando a contemplação paisagística à sociabilidade, sobretudo da burguesia. O modelo posteriormente foi replicado em outras cidades, como Curitiba e Belém (Segawa, 1996).

Com a chegada da corte portuguesa, no século XIX (1808), intensificou-se a influência europeia na produção dos espaços urbanos brasileiros, como os jardins botânicos, voltados principalmente ao estudo de espécies exóticas. Nesse contexto, destaca-se a implantação do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (Segawa, 1996). Esse período também foi marcado pela transformação das praças, que passaram a adotar os estilos franceses e/ou ingleses, sendo o primeiro, caracterizado por eixos simétricos, geometria rigorosa, e o segundo por caminhos sinuosos e a presença de lagos (Robba; Macedo, 2002, Silva; Pasqualetto, 2013). Já no período, observava-se segregação socioespacial nos centros urbanos brasileiros, de modo que praças e espaços ajardinados eram elitizados, com acesso restrito à população escravizada e às classes populares (Segawa, 1996).

No século XX, inspirado principalmente pela reforma urbana de Paris, foram observadas grandes mudanças na forma como os espaços verdes urbanos eram produzidos no Brasil. Essas inspirações repercutiram no Rio de Janeiro, com a abertura de avenidas com a presença de arborização, criação de praças, com elementos ecléticos, traçado geométrico, espelhos d'água e estátuária clássica. Tais movimentos de embelezamento das cidades, sob o pretexto de práticas higienistas, legitimou a segregação socioespacial, removendo as camadas populares dos centros urbanos (Bonametti, 2006; Gomes, 2007; Robba; Macedo, 2002).

As influências desse tipo de arquitetura nos centros urbanos brasileiros fomentaram a proliferação de jardins privados, convertendo a vegetação em símbolo de status social. Essa transformação ocorreu em detrimento das funções

coletivas que os espaços livres públicos anteriormente desempenhavam. Nesse período, clubes privados e condomínios residenciais substituíram as praças como locais de sociabilidade das classes sociais mais abastadas, esvaziando simbolicamente os espaços públicos centrais (Bonametti, 2006; Queiroga, 2014; Robba; Macedo, 2002).

Contudo, embora tenham ocorrido maiores investimentos nesses espaços verdes durante esse período, também se observou outro fenômeno: a negligência desses espaços em função da ausência de políticas públicas consistentes de manutenção, gestão e programação de usos. A falta de integração entre planejamento urbano e sistema de espaços livres contribuiu para a subutilização ou abandono de praças e parques, sobretudo nas décadas de 1960 e 1970, período marcado pelo avanço do automóvel, pela expansão urbana desordenada e pela valorização de espaços privados de lazer (Paula; Caser. 2020)

Por fim, no século XXI, a produção dos espaços livres públicos ainda carrega algumas das contradições e influências do período anterior, relacionadas a pressões urbanísticas, demandas sociais emergentes e a busca por espaços mais sustentáveis, do ponto de vista ambiental (Silva; Pasqualetto, 2013). Queiroga (2014) argumenta que os processos de urbanização e especulação imobiliária reduzem áreas permeáveis e segregam o acesso aos espaços verdes, reforçando desigualdades territoriais.

Gomes (2007), aborda como a noção de insegurança, aliada à oferta de lazer privado podem contribuir para o esvaziamento de praças e parques, especialmente durante o período noturno, nas áreas centrais das cidades. Além disso, Gomes (2009) e Silva e Pasqualetto (2013) discutem como os espaços verdes são tratados como "produtos" paisagísticos ou atrativos turísticos, que priorizam os valores estético e econômico em detrimento de funções sociais e ecológicas.

Entretanto, estudos recentes apontam movimentos de revalorização desses espaços, impulsionados por intervenções físicas, diversificação de atividades e participação social. Alguns fatores, como hábitos, condições socioeconômicas e qualidade da infraestrutura, influenciam a frequência e a apropriação por parte da população, sendo que projetos e programas que ampliam segurança, manutenção e variedade de usos têm favorecido a

retomada desses espaços como ambientes de convivência, lazer e qualidade ambiental (Kodali et al., 2024; Paula; Caser, 2020).

Diversas são as definições conceituais e os termos empregados para se referir aos espaços vegetados urbanos, entre eles áreas verdes, espaços livres e verde urbano, refletindo abordagens teóricas e operacionais distintas na literatura nacional (Loboda; De Angelis, 2005; Londe; Mendes, 2014; Nucci; Cavalheiro, 1999; Silva; Lima; Saito, 2020). Essa diversidade terminológica tem sido apontada como um fator que dificulta a identificação, a classificação, a quantificação e a comparação entre pesquisas, além de comprometer a consistência do planejamento e da gestão desses espaços no contexto urbano (Guzzo, 1999; Londe; Mendes, 2014).

O termo espaço livre é o mais abrangente, e refere-se todos os espaços urbanos, não edificadas, que desempenham funções ecológicas. Esses espaços possuem como característica a possibilidade de uso público para atividades de lazer, esportivas, recreação e contemplação (Cavalheiro et al., 1999; Loboda; De Angelis, 2005; Londe; Mendes, 2014; Weingartner, 2008). Já o termo área verde, refere-se a um tipo de espaço livre onde há o predomínio da vegetação (70% da área) e solo permeável (Caldas et al., 2018; Guzzo; Carneiro; Oliveira-Júnior, 2006).

Outro termo empregado para a definição desses espaços é espaços verdes urbanos (EVU), cuja adoção se intensifica no contexto da promulgação da Lei nº 12.651/2012. Essa legislação atribuiu ao termo “áreas verdes urbanas” um significado jurídico mais restrito, vinculado a dispositivos específicos do planejamento urbano, evidenciando limites ao seu uso como categoria analítica ampla. Em resposta, parte da produção técnico-científica passou a adotar a expressão EVU, por se tratar de um conceito mais abrangente e mais alinhado à literatura internacional, especialmente para fins de análise, planejamento e avaliação ambiental em escala urbana (Silva; Lima; Saito, 2020).

Além das funções ecológicas, estéticas e sociais destacadas por Guzzo (1999), no contexto das mudanças climáticas esses espaços passam a incorporar duas dimensões adicionais: a contribuição para a resiliência climática urbana, com efeitos na regulação térmica, na drenagem e na redução de riscos ambientais (Escobedo et al., 2019; Herzog; Rosa, 2010); e a inserção em circuitos produtivos de pequena escala, como hortas e pomares urbanos, com

potencial para geração de trabalho e renda e para o fortalecimento da segurança alimentar (Cunha; Cardoso, 2022).

No âmbito do planejamento urbano, as distinções conceituais entre espaços livres, áreas verdes e EVU não impedem sua articulação. Esses elementos tendem a apresentar maior efetividade quando organizados de forma integrada, compondo sistemas de espaços livres associados à infraestrutura verde e conectados por corredores ecológicos e outras faixas vegetadas, ampliando a oferta de serviços ecossistêmicos e a acessibilidade urbana (Caiche; Peres; Schenk, 2021).

Nessa perspectiva, passam a ser compreendidos como parte da infraestrutura urbana essencial, ao articular funções sociais, como lazer, mobilidade ativa e coesão comunitária, e funções ecológicas, como regulação climática, drenagem e conectividade biótica, com destaque para o papel das soluções baseadas na natureza na promoção da resiliência urbana e da regeneração ambiental (Caiche; Peres; Schenk, 2021; Laforzezza; Sanesi, 2019).

Nessa perspectiva, a definição adotada neste trabalho entende esses locais como espaços públicos não edificados, com presença de vegetação e atributos ambientais e urbanísticos capazes de promover o bem-estar, estimular a mobilidade ativa de pedestres e ciclistas e favorecer a integração urbana (Ribeirão Preto, 2025a).

Do ponto de vista normativo, esses espaços estão previstos na legislação urbanística brasileira como áreas públicas resultantes do parcelamento do solo urbano, destinadas à implantação de equipamentos urbanos e comunitários (Brasil, 1979). Posteriormente, o Estatuto da Cidade reforça que tais áreas, assim como os sistemas de circulação, devem ser consideradas no ordenamento urbano de forma compatível com a densidade de ocupação definida pelos planos diretores ou por legislação municipal específica, sem, contudo, determinar de forma direta seus usos, programas ou atributos ambientais (Brasil, 2001).

No entanto, para que a população tenha acesso efetivo aos benefícios gerados por esses espaços, faz-se necessário que eles estejam próximos de sua residência, local de trabalho ou local de estudo. Considerando essa premissa, Konijnendijk (2023) propôs a diretriz intitulada de “3-30-300”, relacionada a silvicultura urbana. A primeira regra da diretriz estabelece que, a partir de sua

casa, local de trabalho ou escola, cada pessoa deve ser capaz de observar ao menos três árvores.

Já a segunda regra diz respeito à cobertura vegetal em cada bairro da cidade, que deve ser no mínimo de 30%. Konijnendijk (2023) destaca a importância da proximidade entre as copas das árvores (canopia) para o resfriamento das cidades e para a geração de benefícios relacionados à saúde pública, principalmente em nível local. Por fim, a terceira regra incorpora uma diretriz da Organização Mundial da Saúde (OMS), que preconiza a existência de um parque ou espaço verde até 300 metros das residências ou a uma distância equivalente a 5 minutos de caminhada (Konijnendijk, 2023).

Os espaços livres públicos podem ser classificados de acordo com a sua escala de abrangência, considerando a diversidade de funções, acessos, dimensões e impactos que exercem sobre o território urbano e sobre a vida da população e sua importância ecossistêmica. Nesse contexto, Weingartner (2008) propõe uma classificação dos espaços livres baseada em quatro parâmetros principais: (i) tamanho, (ii) raio de influência, (iii) frequência de uso e (iv) complexidade programática, considerando ainda o público-alvo de cada espaço, que se encontra disponível na Tabela 1.

Tabela 1. Classificação dos Espaços Livres Públicos, adaptado de Weingartner (2008).

Critério	Escala de Vizinhança	Escala de Bairro	Escala Municipal	Escala Metropolitana
Tamanho (ha)	Até 0,5 ha	De 0,5 a 2 ha	De 2 a 10 ha	Acima de 10 ha
Raio de Influência	Até 500 m	Até 1.000 m	Até 5.000 m	Ultrapassa limites municipais
Frequência de Uso	Diária	Semanal	Quinzenal / fins de semana	Esporádica / sazonal
Público-alvo	Moradores próximos, crianças, idosos	População do bairro, jovens e adultos	População urbana geral	População regional / turistas
Complexidade Programática	Baixa: bancos, brinquedos	Média: quadras, ginástica, playgrounds	Alta: múltiplas atividades culturais e esportivas	Muito alta: lazer, turismo, conservação ecológica

Acesso	Acesso a pé	A pé ou por transporte local	Transporte coletivo urbano	Transporte intermunicipal ou carro particular
--------	-------------	---------------------------------	-------------------------------	-----------------------------------------------------

Como exemplos concretos dessas escalas, podemos citar os jardins e praças locais na escala de vizinhança; as praças com quadras e equipamentos recreativos na escala de bairro; os parques urbanos de múltiplas funções na escala municipal; e, na escala metropolitana, os parques estaduais, reservas naturais e áreas de proteção ambiental (Weingartner, 2008).

Considerando as múltiplas dimensões dos espaços livres urbanos, destaca-se a importância da manutenção de suas diferentes tipologias para a provisão de uma ampla gama de serviços ecossistêmicos (Magnoli, 2006). A diversidade desses espaços permite atender, de forma simultânea, às demandas sociais, ambientais e urbanísticas das cidades, reforçando seu papel estruturante na organização do território urbano (Caiche; Peres; Schenk, 2021; Macedo; Sakata, 2002; Menneh, 2002). Nesse sentido, a distribuição espacial equilibrada desses espaços constitui elemento central para assegurar o acesso equitativo da população aos serviços e benefícios por eles oferecidos (Shiraishi, 2022; Weingartner, 2008).

2.1.2. Serviços Ecossistêmicos

O conceito de serviços ecossistêmicos foi concebido por Westman (1977) na década de 1970 no campo de estudos da ecologia, que os descreve como benefícios proporcionados à sociedade pelos ecossistemas, a partir de suas funções naturais, sem um custo direto associado. O autor argumenta que a sociedade obtém benefícios dos ecossistemas de duas formas. A primeira delas diz respeito aos aspectos estruturais dos ecossistemas, que se manifestam pela coleta direta de recursos, tais como peixes, produtos florestais, minerais e animais para domesticação. Esses benefícios também incluem a valorização dos ecossistemas para uso recreativo, apreciação estética e estudos científicos.

A segunda forma refere-se às funções exercidas pelos ecossistemas, que são resultado das interações entre suas partes constituintes. Entre essas funções estão a ciclagem de nutrientes, a degradação de poluentes, a regulação do clima e a fixação de energia solar. Contudo, é necessário destacar que a

provisão dos serviços ecossistêmicos não ocorre de forma isolada. Ela é derivada de uma gama de processos interdependentes que ocorrem no contexto do funcionamento dos ecossistemas (Westman, 1977).

Posteriormente, esse conceito passou a ser desenvolvido nos campos da ecologia econômica e da biologia da conservação, a partir de esforços para quantificação e valoração dos serviços ecossistêmicos, sustentando a ideia de que a conservação é estratégica para a sobrevivência da humanidade (Costanza et al., 1997). O desenvolvimento de atividades humanas, gera impactos como desmatamento, poluição e a emissão de gases de efeito estufa, que causam efeitos negativos sobre os ecossistemas, comprometendo a provisão dos serviços ecossistêmicos. Nesse contexto, a quantificação e valoração econômica desses serviços tornam-se particularmente relevantes, uma vez que muitos deles não são valorizados pelo mercado convencionais (Costanza et al., 1997; Muñoz; Freitas, 2017).

Reid et al. (2005) ratificam o significado do conceito de serviços ecossistêmicos no Relatório Síntese *“Ecosystems and Human Well-being”*, publicado pela *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA) no ano de 2005. Para os autores, os serviços ecossistêmicos podem ser definidos como os benefícios que as pessoas obtêm a partir dos ecossistemas. Segundo o MEA, os serviços ecossistêmicos podem ser divididos em quatro categorias, sendo elas, serviços de suporte, provisão, culturais e regulação. A Figura 1 apresenta um esquema síntese dos quatro grupos fundamentais de serviços ecossistêmicos conforme classificação do MEA.

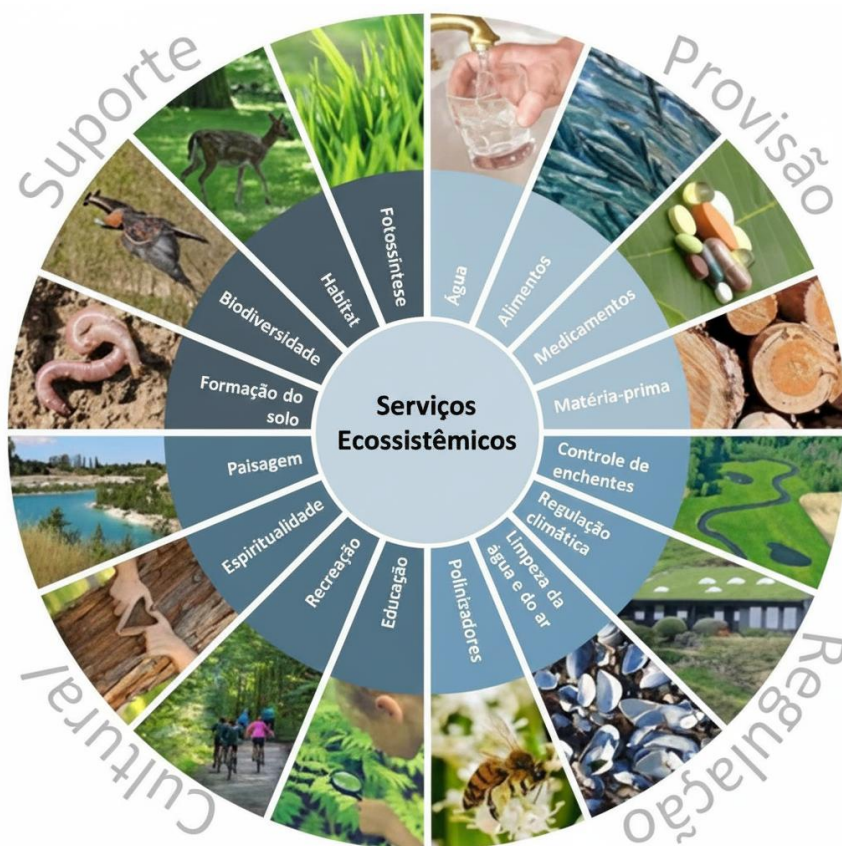


Figura 1. Esquema conceitual de classificação dos Serviços Ecosistêmicos. Fonte: 123Ecos (adaptado com apoio de Inteligência Artificial Gemini, Google), 2026.

Os serviços ecosistêmicos de suporte agrupam o conjunto dos serviços que fornecem condições propícias para que os demais serviços possam ser oferecidos, mantendo assim a perenidade da vida no planeta. Esta categoria inclui os serviços que se manifestam de forma indireta, e em longo prazo, tais como formação do solo, fotossíntese, ciclagem de nutrientes, polinização e manutenção da biodiversidade (Parron; Garcia, 2015; Reid et al., 2005).

O serviço de provisão assim como os serviços culturais e regulação são definidos como aqueles que fornecem benefícios de forma direta à sociedade, e que se manifestam em um espaço menor de tempo, quando comparados aos serviços de suporte (Parron; Garcia, 2015). São caracterizados como de provisão de bens e produtos para consumo ou comercialização, como água, comida, fibras naturais, recursos genéticos, madeira e extratos (Reid et al., 2005).

São classificados como serviços culturais aqueles que representam benefícios não materiais, mas que contribuem para o bem-estar da população,

tais como recreação, ecoturismo, identidade cultural, experiências espirituais, estéticas, desenvolvimento cognitivo e intelectual (Parron; Garcia, 2015; Reid et al., 2005).

Por fim, o último grupo é representado pelos serviços ecossistêmicos de regulação, que englobam os serviços que atuam na manutenção da estabilidade dos processos ecossistêmicos, como regulação do clima e da qualidade do ar, manutenção do equilíbrio do ciclo hidrológico, controle de processos erosivos e de deslizamento de encostas, moderação de eventos climáticos extremos e sequestro de carbono (Parron; Garcia, 2015; Reid et al., 2005).

No contexto das cidades, as áreas verdes são espaços importantes para a provisão desses serviços ecossistêmicos de regulação, ressaltando sua relevância para a manutenção da qualidade ambiental e do bem-estar humano (Muñoz; Freitas, 2017). Esses espaços contribuem significativamente para a regulação da temperatura do ar e das superfícies, atenuando os efeitos das ilhas de calor urbanas (Aram et al., 2019). Também desempenham papel fundamental na melhoria da qualidade do ar, na retenção de água da chuva e no sequestro e armazenamento de carbono, tanto na biomassa vegetal quanto no solo (Nero et al., 2017; Sun et al., 2019).

No que se refere à melhoria da qualidade do ar associada a esses espaços, Matos et al. (2019) investigaram esse serviço ecossistêmico em Lisboa, utilizando líquens como bioindicadores da poluição atmosférica. O estudo revelou uma correlação positiva entre a riqueza de espécies de líquens e a densidade da vegetação, indicando que, quanto maior a cobertura vegetal, menor a concentração de poluentes, especialmente de material particulado (PM₁₀), o que favorece a permanência e a diversidade desses organismos. Esses achados reforçam o papel das áreas verdes na purificação do ar, evidenciando que a densidade e a estrutura da vegetação urbana são fatores determinantes para a efetividade desse serviço ecossistêmico.

No estudo de Murtinová, Gallay e Olah (2022), os autores avaliaram a provisão do serviço de regulação térmica proporcionado por espaços verdes urbanos, por meio do uso de imagens térmicas registradas pelo satélite Landsat. Os resultados demonstram que as áreas vegetadas registraram temperaturas até 3,5 °C menores, quando comparados às zonas urbanas mais densas, reforçando seu papel crítico para adaptação climática nesses ambientes. Yao et

al. (2020), ao analisar esta mesma relação entre vegetação e temperatura em Pequim, destacam que áreas com vegetação mais densa apresentaram redução ainda maior na temperatura da superfície, de até 4,5 °C, especialmente em locais com menor cobertura vegetal.

Em relação aos tipos de vegetação, Vieira et al. (2018) verificaram que vegetações mais complexas, caracterizadas pela presença de diferentes estratos (árvores, arbustos e herbáceas) e pela ausência de manejo intensivo (podas e roçadas), foram capazes de proporcionar maior captura de poluentes e melhor moderação microclimática. Esses resultados, quando comparados às áreas cobertas por vegetações mais simples, como gramados, evidenciam a importância da vegetação nativa nos espaços urbanos, como analisado em Almada, na costa ocidental de Portugal.

Essas áreas também desempenham papel relevante no sequestro de carbono. A efetividade desse processo está associada à composição das espécies, à estrutura e à tipologia da vegetação (Nero et al., 2017; Sun et al., 2019), bem como à conectividade entre os fragmentos vegetados e ao contexto climático e morfológico de cada cidade (Niemelä et al., 2010). Essas variáveis reforçam a necessidade de um planejamento urbano sensível à configuração das áreas verdes, visando maximizar os benefícios ambientais proporcionados por esses espaços.

A literatura científica discorre sobre diversas formas para a avaliação de indicadores ambientais e serviços ecossistêmicos, sendo uma dessas abordagens o emprego do sensoriamento remoto como ferramenta capaz de fornecer subsídios objetivos e espacializados para a gestão territorial, sobretudo no que tange à promoção da infraestrutura verde e da resiliência urbana (Amaral et al. 2020).

2.2. Indicadores Ambientais Aplicados ao Estudo dos Serviços Ecossistêmicos Regulatórios

2.2.1. Temperaturas de Superfície, Ilhas de Calor e Regulação Térmica

Em estudos ambientais, a temperatura de superfície terrestre (LST) corresponde à medida da temperatura na superfície, abrangendo coberturas vegetais, corpos d'água, áreas edificadas e demais componentes do ambiente natural e antrópico. Trata-se de uma variável diretamente associada ao balanço energético na interface superfície-atmosfera, expressando a forma como diferentes materiais e usos do solo absorvem, armazenam e reemitem energia térmica. Diferentemente da temperatura do ar, a LST responde de maneira imediata às propriedades físicas da superfície, como albedo, emissividade e capacidade térmica, o que a torna especialmente sensível às transformações do uso e da cobertura do solo (Ferreira, 2019; Prata et al., 1995).

Segundo Prata et al. (1995), a LST é uma variável fundamental para o estudo do balanço energético entre a superfície e a atmosfera, sendo amplamente aplicada em estimativas de evapotranspiração regional, monitoramento de estresse hídrico em culturas agrícolas e análises ambientais em diferentes escalas. No contexto urbano, a LST assume papel estratégico ao permitir a identificação de padrões espaciais de aquecimento associados à impermeabilização do solo, à redução da cobertura vegetal e às modificações da forma urbana, consolidando-se como um indicador chave para a análise do clima urbano (Coelho; Corrêa, 2013; Ferreira, 2019; Muñoz, 2019).

A medição da LST pode ser realizada mediante duas abordagens principais sendo elas: métodos de contato direto, utilizando termômetros ou sensores térmicos instalados *in situ* e técnicas de sensoriamento remoto, fundamentadas na captação da radiação infravermelha emitida pela superfície terrestre. Embora as medições diretas apresentem alta precisão pontual, sua aplicação em estudos urbanos e regionais é limitada pela baixa cobertura espacial. Em razão disso, o sensoriamento remoto orbital consolidou-se como a principal ferramenta para análises regionais e globais da LST, permitindo a

observação contínua e comparável das dinâmicas térmicas da superfície (Ferreira, 2019; Prata et al., 1995; Wanderley et al., 2019).

O primeiro sensor orbital projetado especificamente para medições termais terrestres e atmosféricas foi o TIROS-1, lançado em 1960, equipado com um radiômetro infravermelho (IR), operado na faixa de 8–12 μm . Posteriormente, o sensor AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*), lançado em 1978 se consolidou como a principal fonte de dados para estudos de LST, devido à sua resolução espacial de 1 km, e calibração radiométrica mais robusta, que possibilitaram a aquisição de dados termais significativamente mais precisos, permitindo a observação contínua e comparável das dinâmicas térmicas da superfície (PRATA et al., 1995)

Em 2013, houve o lançamento do Landsat-8, que representou um marco nas estimativas da LST em escalas regionais e urbanas. Esse satélite opera com um sensor termal (*Thermal Infrared Sensor – TIRS*) que registra imagens em duas bandas do infravermelho, sendo elas a banda 10 na faixa de 10,6–11,2 μm e a banda 11, na faixa de 11,5–12,5 μm (Acharya; Yang, 2015; Coelho; Correa, 2013; USGS, 2024). As imagens termais desse satélite possuem resolução espacial nativa de 100 metros com reamostragem para 30 metros, representando grandes avanços de resolução, quando comparados ao AVHRR, permitindo a identificação mais detalhada da heterogeneidade térmica urbana e dos contrastes associados a diferentes usos e formas de ocupação do solo.

A estimativa da LST a partir de imagens Landsat varia conforme o nível de processamento dos produtos disponibilizados. Para imagens de Nível 1, o procedimento envolve a conversão dos valores digitais (DN) em radiância espectral, utilizando os coeficientes multiplicativo (ML) e aditivo (AL) fornecidos nos metadados pela *United States Geological Survey* (USGS). Em seguida, aplica-se a equação inversa de Planck para transformar a radiância em temperatura de brilho (Kelvin), que, por fim, pode ser convertida para a escala Celsius (Acharya; Yang, 2015; USGS, 2024).

Por outro lado, as imagens de Nível 2 já possuem processamentos realizados pelo USGS, e são disponibilizadas com as correções atmosféricas e radiométricas incorporadas. Nesses casos, não é necessário realizar os cálculos intermediários, demandando apenas a aplicação dos fatores de escala indicados

nos metadados, o que tem ampliado o uso da LST em análises comparativas e estudos de séries temporais (USGS, 2024).

Os dados gerados por este sensor têm possibilitado análises mais precisas das dinâmicas térmicas urbanas. Destacam-se, particularmente, os estudos sobre ilhas de calor urbanas (Amorim; Dubreuil; Amorim, 2021; Errea et al., 2023; Shao et al., 2023; Souza e Silva et al., 2022), visto que a LST representa uma das principais variáveis utilizadas para identificar as áreas com maior aquecimento superficial. Essas áreas estão diretamente associadas à alta densidade construída e à escassez de cobertura vegetal (Coelho; Correa, 2013; Prata et al., 1995).

Essa noção de que as temperaturas são mais elevadas nas cidades, em comparação com as áreas rurais, remonta aos primeiros estudos sobre o tema, ainda no século XIX. Howard (1818), no seu livro "*The climate of London: deduced from meteorological observations, made at different places in the neighbourhood of the metropolis*", aborda, entre outros temas, como o uso extensivo de materiais construtivos poderiam alterar o clima local, constatando que a cidade de Londres era mais quente que seus arredores.

Posteriormente, diversos estudos foram conduzidos, contribuindo para o aprimoramento da compreensão do fenômeno e investigando os possíveis impactos negativos dos processos de urbanização, considerando questões climáticas, sociais e ambientais associadas. Tais estudos evidenciaram importantes descobertas, como os efeitos adversos da intensificação das ilhas de calor sobre a saúde pública (Chandler, 1965) e as alterações no microclima ocasionadas pela ausência de áreas verdes e pela alta densidade populacional urbana (Landsberg, 1970).

O crescimento dos centros urbanos causa inúmeros impactos ambientais, dentre eles, o desenvolvimento de ilhas de calor urbanas (ICU). Entende-se como ICU as alterações nos balanços energéticos ocasionados pela substituição de vegetação por superfícies de menor permeabilidade nas cidades (Jabbar, Hamoodi; Al-Hameedawi, 2023; Stewart; Oke, 2010). Esses materiais construtivos como telhados, concreto e asfalto, absorvem a radiação solar durante o dia e reemitem essa energia durante o período noturno (Costa; Silva; Peres, 2010; Landsberg, 1981; Oke, 1982).

A Figura 2 ilustra o fenômeno das ICU, evidenciando como as temperaturas tendem a ser mais elevadas nas áreas centrais das cidades, caracterizadas por elevada densidade construtiva e alto grau de impermeabilização do solo, quando comparadas às áreas verdes e rurais, que apresentam temperaturas mais baixas.

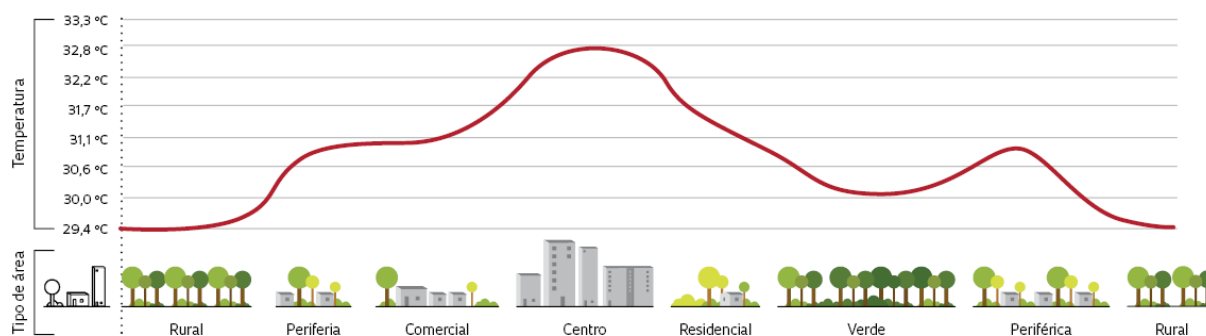


Figura 2. Modelo de variação térmica em um município. Fonte: Royal Meteorological Society. Disponível em: <https://revistapesquisa.fapesp.br/efeito-das-ilhas-de-calor-urbano-esquenta-ate-cidades-de-medio-e-pequeno-porte/>. Acesso em: 23 abr. 2025.

As ICU impactam negativamente a saúde pública, pois elevam o risco de doenças relacionadas ao calor, como desidratação, insolação e exaustão térmica, além de poderem agravar enfermidades respiratórias e cardiovasculares em razão da piora na qualidade do ar (Alahmad et al., 2020; Floss; Barros, 2020; Ikefuti, 2024; Mücke; Litvinovitch, 2020).

Outros efeitos incluem a redução da durabilidade dos materiais construtivos empregados na urbanização, com elevação nos custos de manutenção de estradas pavimentadas em função das altas temperaturas (Underwood et al., 2017) e o surgimento de fissuras em pavimentos de concreto, comprometendo sua durabilidade (Sen; Li; Khazanovich, 2022).

Além disso, em estudos de Li et al. (2014) e Kumari et al. (2021), verificou-se que, em decorrência do fenômeno das ICU, houve aumento no consumo de energia elétrica em cidades como Beijing e Delhi, impulsionado pela demanda elevada por sistemas de ar-condicionado para o resfriamento de ambientes internos.

As ICU manifestam-se com intensidade variável, de acordo com fatores como o material presente nesses espaços e sua capacidade de retenção de

energia térmica (Clinton; Gong, 2013), a taxa de impermeabilização do solo (Deilami; Kamruzzaman; Liu, 2018) e pela morfologia urbana (altura e densidade das edificações) (Patriota et al., 2024). Gusson (2020), ao analisar áreas altamente verticalizadas do município de São Paulo, demonstra que processos de verticalização podem produzir efeitos térmicos contrastantes. Durante o dia, o sombreamento promovido pelas edificações mais altas pode reduzir a temperatura de superfície local, contudo, no período noturno, a energia térmica armazenada tende a elevar a LST, intensificando o desconforto térmico em determinados contextos urbanos.

Nesse contexto, a LST pode ser compreendida como um indicador ambiental diretamente vinculado aos serviços ecossistêmicos regulatórios, em especial à regulação térmica. No Brasil, evidências quantitativas reforçam esse papel, com aumento sistemático da LST associado à perda de cobertura florestal e de áreas verdes (Wanderley et al., 2019). A elevação da LST, por sua vez, pode indicar a degradação desse serviço, sinalizando ambientes com menor capacidade de moderação térmica e maior vulnerabilidade climática.

Fahad et al. (2025) demonstraram que modelos estatísticos espaciais podem integrar dados termais de sensoriamento remoto, variáveis meteorológicas e características urbanas, permitindo o monitoramento e a previsão de padrões de temperatura de superfície em alta resolução. Essa abordagem reforça o papel do sensoriamento remoto orbital como ferramenta consolidada para o monitoramento térmico urbano. Sua aplicação permite acompanhar a evolução das ilhas de calor e avaliar variáveis ambientais intimamente ligadas à LST.

2.2.2. Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), proposto por Kriegler et al. (1969) é uma técnica amplamente utilizada em estudos sobre vegetação, por meio do emprego do sensoriamento remoto (Huang et al., 2021). Essa técnica combina imagens multiespectrais obtidas a partir das medições de reflectância registradas pelos sensores nas faixas do infravermelho próximo (NIR) e do vermelho visível (RED). Por meio de uma razão matemática, gera-se

uma imagem simplificada que fornece dados relevantes sobre a saúde e a densidade da vegetação, sendo amplamente utilizada tanto na agricultura de precisão quanto em estudos de uso da terra (Huang et al., 2021; Kriegler et al., 1969).

O NDVI é uma variável adimensional, cujos valores variam entre -1 a 1 sendo os valores negativos geralmente relacionados à corpos d'água, rochas ou superfícies impermeáveis, enquanto valores positivos estão associados à vegetação, como gramados, arbustos, plantações e florestas (Huang et al., 2021; Jones; Vaughan, 2010). A partir do NDVI, é possível classificar diferentes tipos de cobertura vegetal urbana, bem como mensurar a cobertura vegetal de uma localidade, de acordo com os valores obtidos pelo índice. No estudo de Hashim et al. (2019), o NDVI foi estimado para as áreas urbanas de Kuala Lumpur utilizando imagens de alta resolução. Os resultados do índice foram categorizados em 3 categorias, sendo elas: alvos não vegetais (-1 e 0,199); vegetação de baixa densidade (0,2 a 0,5); e, e vegetação densa (acima de 0,5).

Özyavuz et al. (2015), ao avaliarem a dinâmica da vegetação em Tekirdağ, na Turquia, entre 1987 e 2012 por meio de imagens Landsat, destacaram as limitações na diferenciação entre tipos de vegetação. Resultados semelhantes foram observados por Hashim et al. (2019), que apontaram as dificuldades do método em discriminar vegetação baixa devido à sobreposição espectral com superfícies urbanas e solos expostos, além da influência de sombras e da mistura espectral em ambientes urbanos densamente construídos.

Estudos recentes, como os de Vila Nova, Gonçalves e Lima (2021), identificam uma correlação negativa significativa entre os valores de NDVI e a temperatura de superfície (LST), indicando que áreas com maior cobertura vegetal tendem a apresentar menores valores térmicos. De forma complementar, Huang et al. (2021) destacam o potencial do NDVI como indicador sintético para análises ambientais, ao mesmo tempo em que ressaltam suas limitações e a influência de fatores externos na interpretação dos resultados. Nesse contexto, tais evidências reforçam a relevância do NDVI para avaliações de conforto térmico urbano e para o estudo das ilhas de calor. Pesquisas como a de Grover e Singh (2014), realizadas nas cidades de Delhi e Mumbai, identificaram diferenças térmicas de até 5°C entre áreas com alta densidade vegetal, como regiões arborizadas e matas ripárias, e áreas intensamente impermeabilizadas.

Embora o NDVI seja uma ferramenta valiosa para classificar e monitorar a vegetação, recomenda-se a combinação das imagens orbitais de alta resolução com dados topográficos e validações em campo, especialmente em contextos urbanos, ambientes que possuem maior complexidade (Pu et al. 2008; Özyavuz et al., 2015; Hashim et al., 2019).

2.2.3. Sequestro de Carbono: Abordagens Conceituais e Métodos de Avaliação

O sequestro de carbono (SC) refere-se à remoção de dióxido de carbono (CO_2) da atmosfera e ao seu armazenamento em reservatórios naturais, como a biomassa vegetal e os solos (IPCC, 2001; Olson et al., 2014; Pan et al., 2011; Smith, 2004). Nesse contexto, a vegetação desempenha papel fundamental ao converter o carbono atmosférico em carbono orgânico durante a fotossíntese (Amaral; Costa; Muzzi, 2017; Trindade et al., 2021). O SC é considerado um serviço ecossistêmico essencial, pois contribui para a regulação climática e para o bem-estar humano, atuando diretamente na manutenção e estabilidade dos processos ecológicos (Parron; Garcia, 2015; Reid et al., 2005; Westman, 1977).

Os estudos pioneiros relacionados ao tema datam da década de 1970, com os trabalhos de Whittaker e Likens (1973). Os autores analisaram a capacidade da vegetação em produzir e acumular biomassa, utilizando florestas como objeto de estudo. Esse trabalho evidenciou a importância dos ecossistemas terrestres na regulação do ciclo do carbono. Posteriormente, em estudos de Houghton et al. (1983), foi analisado como o uso do solo influencia os estoques de carbono, demonstrando os impactos do desmatamento e da conversão de áreas florestais nas emissões de CO_2 .

A partir da década de 1990, o sequestro de carbono (SC) ganhou destaque nas agendas internacionais, impulsionado por acordos multilaterais, como o Protocolo de Quioto, que estabeleceu metas para a redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE) (Gomes, 2005b; United Nations, 1998). Diante da emergência climática global, ocasionada sobretudo pelo aumento das concentrações de GEE na atmosfera em relação aos níveis pré-industriais, o SC passou a assumir papel cada vez mais relevante, por contribuir

diretamente para mitigar tais efeitos negativos. Nesse contexto, diferentes países, incluindo o Brasil, assumiram compromissos na 21ª Conferência das Partes da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (COP21) para reduzir as emissões de GEE (Brasil, 2021).

O Brasil, como sexto maior emissor de GEE do mundo, possui grande potencial para contribuir com essa meta de redução desses gases atmosféricos, especialmente por meio da preservação e restauração de suas áreas verdes (Artaxo, 2022). Em estudos como Hou et al. (2021), Shadman et al. (2022) e Wang e Lin (2012), verificou-se o potencial que as áreas verdes urbanas possuem na captura e armazenamento do carbono.

A quantificação do estoque de carbono (SC) pode ser realizada por diferentes metodologias, com destaque para os métodos de campo e o sensoriamento remoto (Tadese et al., 2019), sendo que a escolha do método a ser empregado deve considerar a finalidade do estudo, a escala de análise e a disponibilidade de recursos técnicos, operacionais e financeiros necessários para sua aplicação.

Os métodos de campo incluem abordagens consideradas destrutivas, que exigem a coleta e análise de amostras biológicas, envolvendo a remoção total ou parcial do espécime para a estimativa da biomassa vegetal (Kong et al., 2014). Em contrapartida, os métodos não destrutivos não requerem a remoção da vegetação e baseiam-se em medições realizadas em parcelas amostrais, geralmente associadas ao uso de equações alométricas (Montès et al., 2000; Zhao et al., 2023).

O sensoriamento remoto, por sua vez, tem se destacado como um método de estimativa do SC, especialmente por permitir a obtenção de dados em larga escala, com maior agilidade e, em muitos casos, menor custo quando comparado aos métodos de campo (Formigoni et al., 2011; Zhang; Shao, 2021). Essa técnica possibilita o registro de informações a longa distância, sem contato físico direto entre o sensor e o objeto observado (Meneses; Almeida, 2012).

Entre as técnicas de sensoriamento remoto, destaca-se o uso do LiDAR (*Light Detection and Ranging*), capaz de modelar a estrutura tridimensional da vegetação por meio da estimativa de variáveis como altura de copa, volume e diâmetro dos troncos (Schreyer et al., 2016; Velasco e Chen, 2019; Wu et al., 2022). O método consiste na emissão de pulsos de laser, em alta frequência,

que atingem o alvo e retornam ao sensor, permitindo calcular a distância entre a plataforma e o objeto. O laser pode ser acoplado a plataformas, tais como aeronaves, terrestres ou orbitais (Giongo et al. 2010).

O uso do LiDAR permite a geração de Modelos de Altura de Copas (CHM) e a obtenção de métricas estruturais detalhadas de árvores individuais (Schreyer et al., 2016; Velasco e Chen, 2019; Wu et al., 2022). Wilkes et al. (2018), demonstraram que a combinação entre LiDAR aéreo e terrestre foi eficaz para mapear com precisão a biomassa arbórea em florestas urbanas, sendo mais eficientes que os modelos alométricos tradicionais.

Outra forma de emprego do LiDAR é sua combinação com imagens ópticas (multiespectrais, hiperespectrais) ou radares, visando ampliar a cobertura espacial e melhorar a acurácia das estimativas. Zhao et al. (2024) combinaram LiDAR orbital (GEDI/NASA) com imagens Sentinel-2 e Landsat-8 para modelar biomassa em Xuzhou (China), enquanto Ferreira et al. (2024) relacionaram os dados LiDAR com imagens hiperespectrais de aeronaves não tripuladas (VANTs) para estimar biomassa acima do solo (AGB) no Jardim Botânico do Rio de Janeiro, uma floresta urbana do bioma Mata Atlântica.

Métodos baseados em inteligência artificial (IA) também vem sendo empregados na estimativa de biomassa carbono, por meio da correlação entre variáveis obtidas por sensoriamento remoto (índices de vegetação, texturas dos padrões espaciais das imagens, estrutura 3D) com dados de campo para gerar modelos preditivos robustos. Uniyal et al. (2022) empregaram o algoritmo Random Forest (RF), de *Machine Learning* (ML), utilizando 118 variáveis, incluindo bandas do Landsat-8, índices NDVI e EVI e texturas GLCM (*Gray-Level Co-occurrence Matrix*), para estimar a biomassa florestal em Jodhpur, na Índia. De forma semelhante, Matiza et al. (2024) aplicaram o algoritmo de ML XGBoost a dados de sensoriamento remoto, como imagens PlanetScope, Sentinel-1 (radar) e SRTM (elevação), com o objetivo de estimar a biomassa em áreas reflorestadas. Os resultados indicaram que o emprego dessas ferramentas apresentou um ganho de aproximadamente 20% na precisão das estimativas quando comparado aos métodos convencionais.

Embora se trate de um método promissor, ainda são observados desafios no emprego de técnicas de Inteligência Artificial (IA) nas análises do estoque de carbono (SC), entre eles a dependência de dados de campo para o treinamento

e calibração dos modelos, conforme destacado por Ferreira et al. (2024). Outro desafio está relacionado à sobreposição das copas das árvores, que pode gerar erros em modelos de detecção individual da vegetação (Schick et al., 2023).

Liu et al. (2024) destacam ainda que o processamento desses dados em grandes cidades exige computadores com elevada capacidade de processamento, o que restringe a adoção de técnicas de Inteligência Artificial a projetos piloto em centros com maior infraestrutura computacional, inviabilizando sua aplicação em larga escala por municípios com menor capacidade técnica. Apesar dos desafios, Matiza et al. (2024) e Fu et al. (2024) discutem o potencial que as ferramentas de IA têm para esse tipo de avaliação, e que os pontos negativos não as inviabilizam.

Outro método que pode ser utilizado para estimar o potencial de sequestro de carbono pela vegetação é o Índice do Fluxo de CO₂ (CO2FLUX), proposto por Rahman et al. (2001). Esse método consiste na estimativa do potencial fluxo de carbono durante a fotossíntese, com base no conceito de eficiência no uso da luz (*Light Use Efficiency* – LUE), utilizando dados espectrais e/ou hiperespectrais adquiridos por sensoriamento remoto. O índice CO2FLUX combina dois índices espectrais, o NDVI, que avalia a densidade e a saúde da vegetação por meio das bandas do vermelho e infravermelho próximo (Huang et al., 2021; Kriegl et al., 1969), e o *Photochemical Reflectance Index* (PRI), que estima a eficiência fotossintética da vegetação com base nas bandas azul e verde, associadas à dinâmica dos pigmentos fotossintéticos (Baptista, 2003; Della-Silva et al., 2022).

Esse método possui como vantagem a possibilidade de avaliar áreas de grande extensão ou de difícil acesso. Estudos recentes demonstraram que o modelo CO2FLUX pode ser adaptado para diferentes sensores, desde hiperespectrais transportados por aeronaves até sensores orbitais multiespectrais como Landsat 8, Sentinel-2 e PlanetScope (Della-Silva et al., 2022).

Como desafios para utilização dessa metodologia pode-se citar a precisão do modelo depende da resolução espectral e espacial dos sensores, sendo que sensores multiespectrais não capturam toda a complexidade espectral exigida para estimativas precisas do PRI, especialmente em áreas com estresse hídrico ou variação sazonal acentuada (Della-Silva et al., 2022; Bem et al., 2020). Além

disso, Bem et al. (2020) argumentam que o modelo requer ajustes específicos para diferentes tipos de cobertura vegetal e condições ecológicas locais, o que demanda dados de campo para calibração e validação. Outros desafios incluem a interferência de nuvens nas imagens ópticas, a disponibilidade limitada de dados hiperespectrais e a necessidade de reamostragem espacial para compatibilização entre sensores, o que pode introduzir erros adicionais na estimativa do fluxo de carbono (Della-Silva et al., 2022).

De forma semelhante ao NDVI, o CO2FLUX é uma variável adimensional e, por essa razão, não permite a estimativa direta e precisa do estoque de carbono em unidades absolutas, como toneladas de CO₂ equivalente (tCO₂e).

Contudo, o método pode ser utilizado em análises relativas, comparativas ou espaciais, permitindo a identificação de áreas com maior atividade fotossintética e, conseqüentemente, com maior potencial de sequestro de carbono, como evidenciado nos estudos de Almeida et al. (2022), Della-Silva et al. (2022) e Bem et al. (2020). Esses estudos apresentam resultados consistentes quanto à utilização do CO2FLUX como indicador do potencial de sequestro de carbono. No estudo de Almeida et al. (2022), por exemplo, os autores empregaram esse índice para avaliar o potencial de sequestro de carbono em uma área verde urbana, o Parque Natural Municipal de Sertãozinho/SP.

2.3. Justiça Ambiental e Desigualdades Socioespaciais

A compreensão de que os prejuízos e riscos ambientais associados ao funcionamento da sociedade recaem, de forma desproporcional, sobre determinados grupos sociais, e de que esse desequilíbrio não ocorre de maneira aleatória, não é algo recente. Há registros dessas ocorrências desde meados das décadas de 1970 e 1980, bem como um histórico de reivindicações em favor do meio ambiente e da justiça social (Silva, 2012; Bullard apud Acselrad; Mello; Bezerra, 2009, p. 17).

Entende-se por justiça ambiental o conjunto de princípios que visam assegurar que nenhum grupo social receba, de forma desproporcional as conseqüências ambientais negativas decorrentes de políticas, práticas

econômicas ou decisões institucionais. Tais princípios visam garantir o tratamento justo e o envolvimento de todas as pessoas, independentemente de sua raça, cor ou renda, na formulação e aplicação de políticas e regulações ambientais (Bullard apud Acselrad; Mello; Bezerra, 2009).

O Movimento por Justiça Ambiental teve origem nos Estados Unidos, consolidando-se como movimento político e conceitual na década de 1980, a partir da articulação entre movimentos sociais e ambientais. Nesse processo, destaca-se a influência do movimento liderado por Martin Luther King Jr., cuja atuação foi fundamental para evidenciar as desigualdades raciais e sociais estruturais que posteriormente se refletiriam também na distribuição desigual dos riscos ambientais. Essa mobilização foi impulsionada pela constatação de que empreendimentos poluidores ou com alto potencial de degradação ambiental eram, frequentemente, instalados próximos a comunidades étnicas e vulneráveis (Bullard apud Acselrad; Mello; Bezerra, 2009, p. 17; Rammê, 2012).

Um marco importante para esse movimento foi o estudo conduzido pelo sociólogo Robert Bullard, intitulado “*Confronting Environmental Racism – Voices from the Grassroots*”, no qual o autor identificou a localização desproporcional de aterros de resíduos tóxicos em regiões habitadas por minorias étnicas (Bullard, 1993). Em outra análise, Bullard verificou que, em oito estados da região sudeste estadunidense, denominada “Região 4”, os aterros com rejeitos tóxicos estavam majoritariamente inseridos em comunidades afro-americanas, ainda que este grupo representasse apenas 20% da população total da região (Bullard apud Acselrad; Herculano; Pádua, 2004, p. 45).

A partir da década de 1990, os ideais do movimento ultrapassaram as fronteiras dos Estados Unidos. Um dos marcos dessa internacionalização foi a divulgação de um documento interno do Banco Mundial, o chamado “*Memorando Summers*”. Nele, argumentava-se que os países pobres seriam mais apropriados para receber indústrias altamente poluentes, com base em três justificativas: “(i) o meio ambiente seria uma preocupação estética típica de países ricos; (ii) a população pobre, em geral, não viveria tempo suficiente para sofrer os efeitos da poluição; e (iii) a vida humana nos países pobres teria um “menor custo de mercado” devido aos salários mais baixos” (Acselrad; Mello; Bezerra, 2009).

Ao estabelecer paralelos entre a realidade dos países em desenvolvimento, como o Brasil e a dos Estados Unidos, observa-se que as lutas por justiça ambiental assumem focos distintos, conforme o contexto socioeconômico e histórico de cada região. Enquanto nos Estados Unidos essas lutas estão fortemente relacionadas às reivindicações de grupos minoritários e ao combate ao racismo ambiental, nos países em desenvolvimento, como o Brasil, o foco recai sobre os impactos ambientais que atingem as populações mais vulneráveis, especialmente aquelas em situação de desigualdade socioeconômica (Alier, 2009 apud Rammê, 2012, p. 25).

No Brasil, antes mesmo da incorporação formal do conceito de justiça ambiental pelos movimentos socioambientais e pela produção acadêmica, já se registravam mobilizações em defesa de melhores condições de vida frente aos impactos decorrentes da implantação de grandes empreendimentos. Um exemplo emblemático é o Movimento dos Atingidos por Barragens (MAB), surgido na década de 1980, cuja atuação se voltou à denúncia dos impactos socioambientais associados à construção de usinas hidrelétricas, especialmente sobre populações rurais e comunidades tradicionais (Herculano, 2002, p. 2; MAB, 2022).

As discussões mais sistematizadas sobre justiça ambiental no Brasil começaram no final da década de 1990. Em 1998, representantes do movimento estadunidense visitaram o Brasil com o intuito de estabelecer conexões com organizações locais. Em 2001, durante o Seminário Internacional Justiça Ambiental e Cidadania, realizado em Niterói (RJ), foi criada a Rede Brasileira de Justiça Ambiental (RBJA) (Acselrad; Mello; Bezerra, 2009). Na ocasião, foram elaboradas definições adequadas à realidade brasileira. Justiça ambiental passou a ser entendida como um conjunto de princípios e práticas que:

- “- asseguram que nenhum grupo social — étnico, racial ou de classe — suporte, de forma desproporcional, os impactos ambientais negativos decorrentes de atividades econômicas ou da omissão do poder público;
- garantem acesso justo e equitativo aos recursos ambientais do país;
- asseguram o direito à informação e à participação em processos decisórios sobre o uso do ambiente e a gestão dos riscos socioambientais;
- promovem a atuação de movimentos sociais e sujeitos coletivos na construção de alternativas sustentáveis e

democráticas para o uso dos recursos naturais (RBJA, 2001).”

Por outro lado, a injustiça ambiental, conforme definido por Herculano (2008) e Moura (2009), manifesta-se quando grupos vulneráveis, como comunidades de baixa renda, trabalhadores precarizados e populações étnicas historicamente marginalizadas são desproporcionalmente mais afetados pelos impactos ambientais, das atividades humanas. Quando essa desigualdade incide sobre grupos étnico-raciais, como negras, comunidades tradicionais, quilombolas, ribeirinhas, entre outras, configura o fenômeno conhecido como racismo ambiental (Herculano, 2008).

Martínez-Alier (2018), amplia o debate sobre a injustiça ambiental, incorporando uma crítica estrutural às desigualdades sociais, territoriais e globais na distribuição dos riscos, danos e benefícios associados ao desenvolvimento, a partir do conceito de ecologismo dos pobres. Essa abordagem compreende os conflitos ambientais não apenas sob perspectivas estéticas ou conservacionistas, mas integrada a lutas concretas pela sobrevivência, pela saúde, pelo território e pelos meios de subsistência de populações socialmente vulnerabilizadas.

Santos (2007) considera o espaço não como algo neutro, mas como produto e condição das relações sociais, sendo historicamente construído a partir de interesses e relações de poder. Esse espaço é organizado, em grande medida, segundo a lógica do capital, e tende a privilegiar o consumo em detrimento da participação política, convertendo o indivíduo em consumidor antes de cidadão. Assim, não há uma cidadania única e homogênea, mas cidadanias diferenciadas e hierarquizadas no território, nas quais o acesso a direitos varia conforme a posição ocupada no espaço.

Na dinâmica urbana, essa desigualdade social assume caráter territorial, expressas na distribuição desigual de infraestrutura, serviços e investimentos públicos (Penna; Ferreira, 2014; Ribeiro, 2017). No Brasil, historicamente, populações de baixa renda são deslocadas para áreas periféricas, que frequentemente se sobrepõem a áreas de risco ambiental, como fundos de vale, encostas íngremes ou zonas com pouca ou nenhuma cobertura vegetal. Nesses locais o acesso a equipamentos urbanos e serviços essenciais é precário ou inexistente (Morato; Machado; Martines, 2015; Penna; Ferreira, 2014). Esta

ocupação territorial evidencia não apenas a negligência do Estado, mas também uma distribuição seletiva de investimentos públicos, que favorece os segmentos economicamente mais favorecidos e contribui para a continuidade da segregação urbana (Acselrad, 2010).

A literatura científica atual reforça que os impactos da injustiça ambiental não são apenas territoriais, mas também de saúde pública. Estudos recentes em centros urbanos norte-americanos demonstraram que em comunidades mais expostas à degradação ambiental, como bairros com altos índices de poluição e infraestrutura precária, foram verificados maiores índices de prevalências de doenças cardiovasculares, diabetes, hipertensão e problemas de saúde mental (Khadke et al., 2024). Esses territórios urbanos são habitados majoritariamente por populações negras, hispânicas, jovens e economicamente desfavorecidas, o que reforça a ideia de que a injustiça ambiental nas cidades se articula com processos históricos de segregação racial e econômica (Khadke et al., 2024).

Morato, Machado e Martines (2018), ao analisarem espacialmente a região do Córrego do "S" no município de São Paulo, verificaram, dentre as diversas análises, que a arborização era mais abundante em áreas de alto padrão, em contraste com as comunidades, onde a vegetação é praticamente inexistente. A vegetação localizada próxima a regiões de alto padrão, conforme avaliado pelos autores, cumpre função paisagística, além de proporcionar conforto térmico, enquanto a ausência desse recurso nas áreas mais vulneráveis acentua a aridez e a falta de benefícios ecológicos e sociais, como a redução de poluição e a melhoria da qualidade de vida. Essa disparidade evidencia um cenário de racismo ambiental, onde grupos marginalizados são sistematicamente privados de recursos naturais essenciais, reforçando ciclos de desigualdade socioespacial históricos (Morato; Machado; Martines, 2018).

A partir da análise de 50 áreas urbanas nos EUA, Nyelele e Kroll (2020), identificaram que comunidades com maior proporção de pessoas negras, latinas e de baixa renda possuem acesso significativamente menor à vegetação urbana e, portanto, aos serviços ecossistêmicos regulatórios como regulação térmica e filtragem de poluentes atmosféricos. Essa assimetria representa também uma forma concreta de injustiça ambiental, na qual os benefícios ecológicos urbanos são distribuídos de maneira excludente. Os autores argumentam que políticas

de expansão da infraestrutura verde devem incorporar critérios de justiça social, superando abordagens meramente estéticas ou técnicas.

2.3.1. Justiça Climática

No contexto de desigualdade socioambiental, caracterizado como injustiça ambiental, e considerando os efeitos negativos que as mudanças climáticas causam sobre os territórios em função do aumento das temperaturas globais, quando comparadas aos níveis pré-industriais (IPCC, 2023), consolida-se o conceito de (in)justiça climática.

Desenvolvido inicialmente por movimentos sociais internacionais a partir dos anos 2000, esse conceito surge como um desdobramento das lutas por justiça ambiental, a partir da constatação de que os impactos das mudanças climáticas, como ondas de calor e enchentes, afetam de forma desproporcional, os grupos sociais que são os menos responsáveis pelas emissões de gases de efeito estufa, evidenciando um padrão global de injustiça (Milanez; Fonseca, 2011; Schlosberg; Collins, 2014).

A justiça climática representa uma ampliação crítica dos princípios da justiça ambiental ao incorporar as dimensões éticas, relacionada às assimetrias de responsabilidade entre poluidores históricos e comunidades vulneráveis; distributivas, relacionada a alocação de riscos e recursos frente às mudanças climáticas; e, intergeracionais, que considera os direitos das futuras gerações. Essa perspectiva atua em defesa de que as políticas climáticas devam considerar não apenas a mitigação dos impactos, mas também a reparação histórica, a equidade no acesso aos recursos e a participação ativa das populações afetadas (Mohai; Pellow; Roberts, 2009).

No Brasil, o debate sobre justiça climática possui particularidades, pois está intrinsecamente ligado a situações de acentuadas desigualdades socioespaciais e raciais do país. Essa realidade exige que a justiça climática seja incorporada como princípio fundamental tanto nas políticas públicas quanto nos processos de adaptação das cidades às mudanças climáticas (Brasil, 2025a).

Entendendo essa necessidade, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) aprovou a Resolução nº 511, de 19 de dezembro de 2025, que

“define princípios e diretrizes para a incorporação da justiça climática e do combate ao racismo ambiental nas políticas e ações ambientais, e dá outras providências”, com o objetivo de garantir maior visibilidade e proteção às populações mais vulneráveis aos efeitos das mudanças climáticas (Brasil, 2025b).

2.3.2. Indicadores de Desigualdade Socioespacial

A caracterização da desigualdade socioespacial envolve a análise de indicadores que abrangem não apenas aspectos econômicos, mas também sociais e o acesso às infraestruturas urbanas adequadas (Garcia; Nunes; Oliveira, 2012; Guedes et al., 2024). O emprego desses indicadores busca retratar de forma fidedigna as condições da realidade local, identificando padrões associados ao não acesso a serviços básicos por uma parcela da população. A partir dessa caracterização, torna-se possível definir os locais prioritários para a formulação e implementação de políticas públicas, revelando a complexidade das desigualdades territoriais e subsidiando ações voltadas à promoção da equidade social, bem como justiça ambiental.

Nesse sentido, a Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados do estado de São Paulo (Fundação Seade) desenvolveu o Índice Paulista de Vulnerabilidade Social (IPVS) em 2002, com o objetivo de mapear desigualdades e identificar regiões do Estado de São Paulo com piores condições de serviços e infraestrutura. O índice utiliza os setores censitários do IBGE como unidades territoriais de análise, combinando dados socioeconômicos e demográficos. O IPVS, considera variáveis relacionadas a renda, escolaridade, perfil etário dos responsáveis pelos domicílios e presença de crianças pequenas, permitindo a classificação dos territórios em sete grupos de vulnerabilidade, que vão da baixíssima há muito alta. Essa tipologia revela desigualdades intramunicipais e orienta políticas públicas mais focalizadas (Fundação Seade, 2010).

No âmbito nacional, um dos índices mais difundido é o Índice de Vulnerabilidade Social (IVS), elaborado pelo Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA). Inspirado em premissas semelhantes às do IPVS, o IVS organiza-se em três dimensões principais. A primeira, de infraestrutura urbana,

avalia o acesso a serviços básicos como água, esgoto e coleta de lixo. A segunda, de capital humano, observa condições de educação e saúde, como escolaridade, frequência escolar e expectativa de vida. A terceira, de renda e trabalho, analisa a renda domiciliar, o desemprego, a informalidade e a desigualdade de rendimentos. Os resultados expressam o não acesso ou o acesso limitado a direitos sociais fundamentais, permitindo identificar territórios mais vulneráveis e subsidiar a formulação e implementação de políticas públicas voltadas à redução das desigualdades socioespaciais (IPEA, 2015).

Garcia, Nunes e Oliveira (2012) discutem sobre a dificuldade de elaboração de uma metodologia que contemple tanto aspectos teóricos quanto operacionais, que, ao mesmo tempo, possuam validade científica, relevância social e reprodutibilidade espacial, integrando variáveis econômicas, sociais e ambientais. Nesse sentido, os autores propõem um índice baseado em dois pilares centrais: a vulnerabilidade social e o acesso à infraestrutura urbana, como dimensões centrais para a compreensão das desigualdades socioespaciais na Bacia hidrográfica do rio Mucuri em Minas Gerais.

Nos mapeamentos realizados no estudo de Nascimento (2019), o autor propõe a mensuração e representação processo de exclusão/inclusão social nos municípios da Região Metropolitana de Campinas (RMC) a partir de indicadores baseados nas condições de vida da população, considerando as dimensões autonomia de renda, desenvolvimento humano, equidade e qualidade habitacional, utilizando setores censitários urbanos como unidade de análise. Diferentemente do índice proposto por Garcia, Nunes e Oliveira (2012), este índice não inclui variáveis ambientais, focando apenas em condições socioeconômicas e habitacionais.

O índice de exclusão/inclusão social de Garcia, Nunes e Oliveira (2012), é obtido a partir da soma ponderada e do reescalamento dos índices das quatro dimensões, por meio da normalização e agregação das variáveis, utilizando a abordagem de reescalamento desenvolvida por Genovez (2005), que garante comparabilidade entre dimensões e evita distorções estatísticas. Essa abordagem permite representar espacialmente o gradiente contínuo entre exclusão e inclusão social, possibilitando a identificação precisa dos padrões de desigualdade socioespacial.

Complementando essas abordagens, Guedes et al. (2024) propõem um Índice Multidimensional de Desigualdade Socioespacial (IMDS), construído a partir da integração das dimensões social, econômica e ambiental. Os indicadores utilizados abrangem variáveis de educação, saúde e condições de vida, articuladas com dados de renda, emprego e desigualdade de rendimentos, além de aspectos ligados ao acesso a saneamento, água e infraestrutura urbana. Essa metodologia, apoiada em análise fatorial multivariada, permitiu a sistematização de um conjunto amplo de informações em um índice único, revelando padrões regionais de desigualdade.

Em conjunto, esses indicadores e índices demonstram que a desigualdade socioespacial é multifacetada e só pode ser compreendida plenamente quando articuladas as dimensões de infraestrutura, educação, renda, raça, gênero e ciclo de vida (Guedes et al., 2024). A combinação dessas variáveis, sistematizadas em diferentes índices como o IPVS (Fundação Seade, 2010), o IVS (IPEA, 2015) e o índice de exclusão/inclusão social (Nascimento, 2019), evidenciam que apenas abordagens integradas permitem revelar os múltiplos padrões de vulnerabilidade presentes nos territórios urbanos e regionais, oferecendo subsídios consistentes para políticas públicas voltadas à redução das desigualdades.

3. METODOLOGIA

3.1. Caracterização da Pesquisa

O presente projeto de dissertação caracteriza-se, segundo Gil (2002), como um estudo exploratório, cujos objetivos principais são: a sistematização de conhecimento; identificação de relações entre variáveis; e, formulação de proposição hipóteses testáveis. Desse modo, trata-se de uma pesquisa quantitativa, fundamentada em análise bibliográfica e documental e o emprego de técnicas de Geoprocessamento, Sensoriamento Remoto e Sistema de Informação Geográfica (SIG) (Câmara; Ortiz, 1998; Gil 2002).

Além disso, a pesquisa configura-se como um estudo de caso instrumental (Yin, 2015), uma vez que busca analisar um fenômeno sem alterar suas características, considerando aspectos ambientais e sociodemográficos. Essa abordagem permite validar metodologias descritas na literatura e atender aos critérios de replicabilidade metodológica, possibilitando que os protocolos desenvolvidos sejam adaptados para o estudo de outras cidades, utilizando Ribeirão Preto, SP, Brasil como modelo.

3.2. Área de Estudo

Ribeirão Preto (Figura 3), é um município brasileiro localizado na região sudeste do Brasil, no nordeste do Estado de São Paulo. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), sua população para o ano de 2025 é estimada em 731.639 habitantes, sendo a oitava mais populosa do estado e vigésima nona do país (IBGE, 2025). A população do município está concentrada majoritariamente na área urbana, com 99,6% dos habitantes vivendo nessa zona, de acordo com dados do IBGE (Ribeirão Preto, 2024a). O município apresenta uma densidade demográfica de 1.073,32 habitante por quilômetro quadrado (IBGE, 2025).

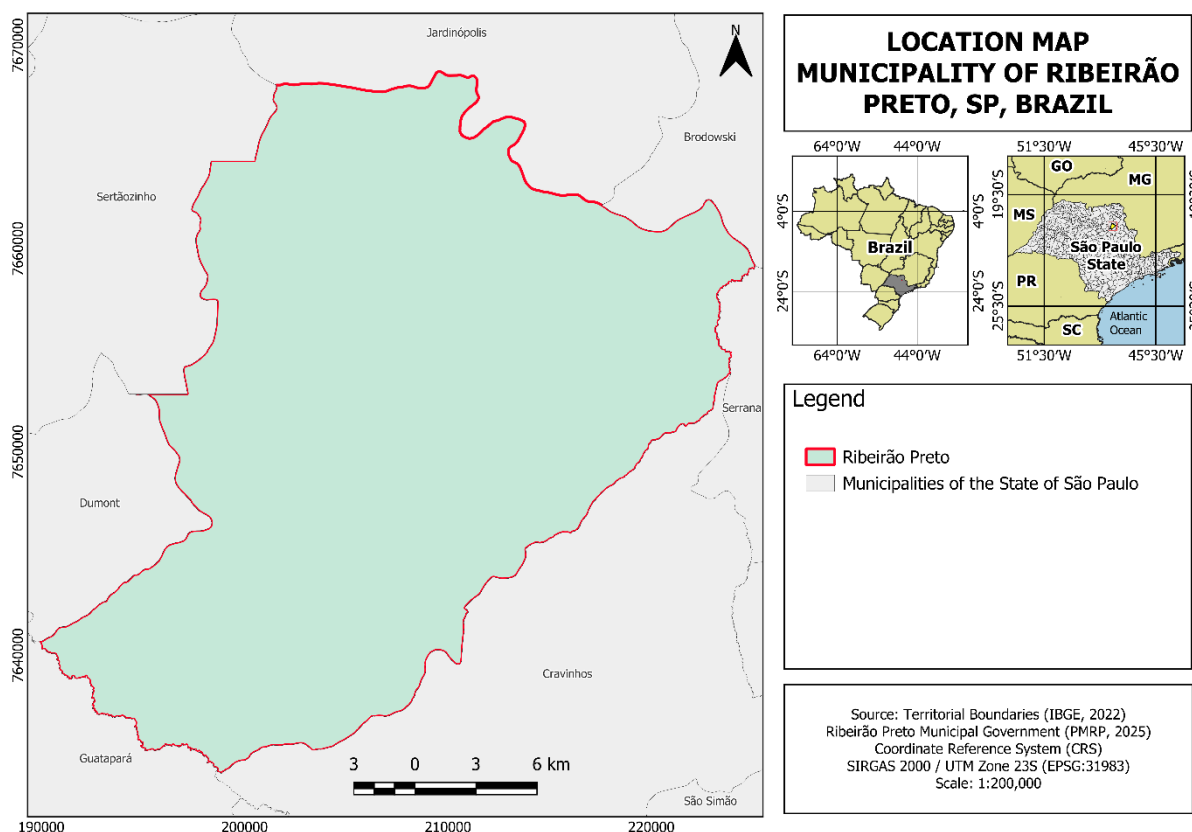


Figura 3. Mapa do Município de Ribeirão Preto. Fonte: autor, 2026.

Ribeirão Preto possui aproximadamente 651 km² de área total, subdividida em área urbana (294 km²), área de expansão urbana (203 km²) e a área rural (154 km²) (Ribeirão Preto, 2023).

O Arranjo Populacional de Ribeirão Preto é classificado como uma das nove Capitais Regionais de nível A (2A) do Brasil, destacando-se pela elevada concentrao de atividades de gestão e pela capacidade de influenciar tanto o próprio estado quanto regiões de estados vizinhos, coordenando diversos setores, como serviços, indústria e comércio (IBGE, 2020).

Ribeirão Preto é a cidade-sede da Região Metropolitana de Ribeirão Preto (RMRP), institda pela Lei Complementar Estadual n 1.290 (São Paulo, 2016). A RMRP foi a primeira região metropolitana a ser criada no estado fora da Macrometrópole Paulista, e abrange 34 municípios (São Paulo, 2025).

O Plano Diretor do Município (Lei Complementar n 2866, de 3 de maio de 2018) integra o planejamento urbano de Ribeirão Preto, conforme os princípios e objetivos definidos pela referida Lei. Nesse sentido, o Plano Diretor estabelece que a cidade será estruturada a partir de Unidades de Ocupao

Planejadas (UOPs), que subdividem Ribeirão Preto de acordo com: “fatores sociais, econômicos e ambientais, pela mobilidade urbana e pelas facilidades para implantação das infraestruturas” (Ribeirão Preto, 2018, art. 90).

Ademais, a Lei de Uso e Ocupação do Solo do município complementa o disposto no Plano Diretor, estabelecendo que a “Zona Urbana subdivide-se em 22 Unidades de Ocupação Planejada (UOP) e a Zona de Expansão Urbana subdivide-se em 7 Territórios de Expansão Planejada (TEP)” (Ribeirão Preto, 2023, art. 5°) (Figura 4).

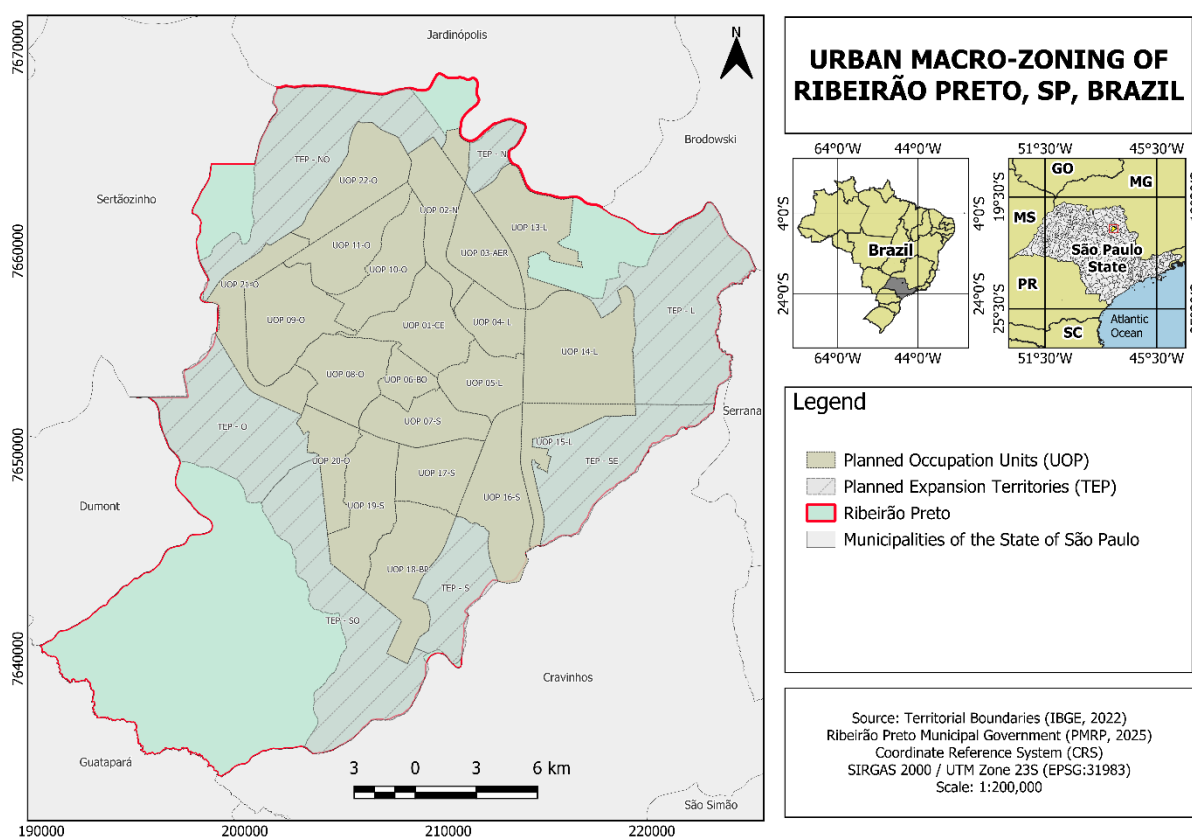


Figura 4. Mapa do Macrozoneamento Urbanístico de Ribeirão Preto. Fonte: autor, 2026.

Ribeirão Preto está situado em uma zona de transição entre o bioma Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual) e formações savânicas de Cerrado. Uma de suas características marcantes é a queda parcial das folhas do dossel durante os períodos de estiagem (Kotchetkoff-Henriques, 2003; Veloso et al., 1991).

De acordo com a classificação de Köppen, o município possui clima tropical, com verões chuvosos e invernos secos. As temperaturas médias variam

conforme a estação, sendo de 19 °C no inverno e 25 °C no verão (Rolim et al., 2007). A distribuição das chuvas é irregular ao longo do ano, com 80% das precipitações ocorrendo entre outubro e março, enquanto o período mais seco, de junho a agosto, responde por apenas 5% da precipitação anual (IPT, 1999).

Para a realização do presente estudo a definição dos períodos de estiagem e chuvoso foram definidos a partir do regime de pluviosidade observados dentro da janela temporal de análise (outubro de 2023 e setembro de 2024). O período de estiagem foi caracterizado entre os meses de abril a setembro de 2024, enquanto o período chuvoso foi definido como outubro de 2023 a março de 2024. A tabela a seguir bem como a figura correspondente apresentam os dados meteorológicos de Ribeirão Preto, que foram obtidos por meio da Plataforma do CIIAGRO - Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas ¹.

Tabela 2. Dados Meteorológicos de Ribeirão Preto entre outubro de 2023 e setembro de 2024.

MÊS	TEMPERATURA		PRECIPITAÇÃO (MM)
	MÉDIA (°C) MÍNIMA	MÉDIA (°C) MÁXIMA	
out/23	20,84	33,5	221,99
nov/23	20,57	34,51	109,98
dez/23	21	34,25	179,06
jan/24	20,32	32,4	117,34
fev/24	20,61	32,02	132,08
mar/24	21,17	32,45	66,29
abr/24	19,77	32,6	123,47
mai/24	16,7	31,15	3,56
jun/24	14,89	30,25	0
jul/24	14,39	29,84	1,02
ago/24	14,11	30,72	27,93
set/24	19,37	35,97	0,76

¹ CIIAGRO - Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas. Disponível em: <http://www.ciiagro.org.br/mensal>. Acesso em 24 de set. 2025.

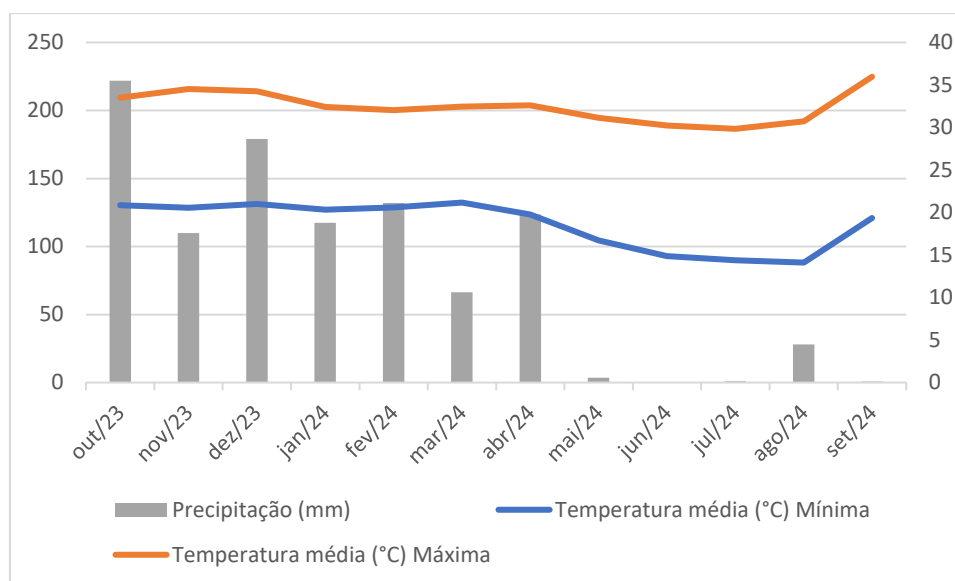


Figura 5. Dados Meteorológicos de Ribeirão Preto entre outubro de 2023 e setembro de 2024.

Embora o mês de abril de 2024 tenha apresentado precipitação acima do esperado para um mês de transição, esse comportamento não descaracteriza a definição do período de estiagem adotada neste estudo. Conforme demonstrado em análises climatológicas de longo prazo para Ribeirão Preto, o regime pluviométrico regional é marcado pela concentração das chuvas no período quente do ano, entre a primavera e o verão, seguida por uma redução acentuada e sistemática dos totais pluviométricos ao longo do outono-inverno (Aleixo, 2012; Galina, 2002). Nesse contexto, abril insere-se como um mês limítrofe, no qual ainda podem ocorrer volumes de chuva relativamente elevados em determinados anos, sem que isso represente uma alteração estrutural do padrão sazonal.

3.2.1. Espaços Livres Públicos Verdes

Ribeirão Preto possui cerca de 2.260 lotes classificados como Espaços Livres Públicos Verdes (ELPV), que incluem tanto áreas cadastradas como Sistema de Lazer, Áreas Verdes, quanto aquelas sem uma categoria definida em seu cadastro, como canteiros e rotatórias (Figura 6). Esse conjunto de ELPVs representa 6,76% da área urbana do município (Ribeirão Preto, 2025a).

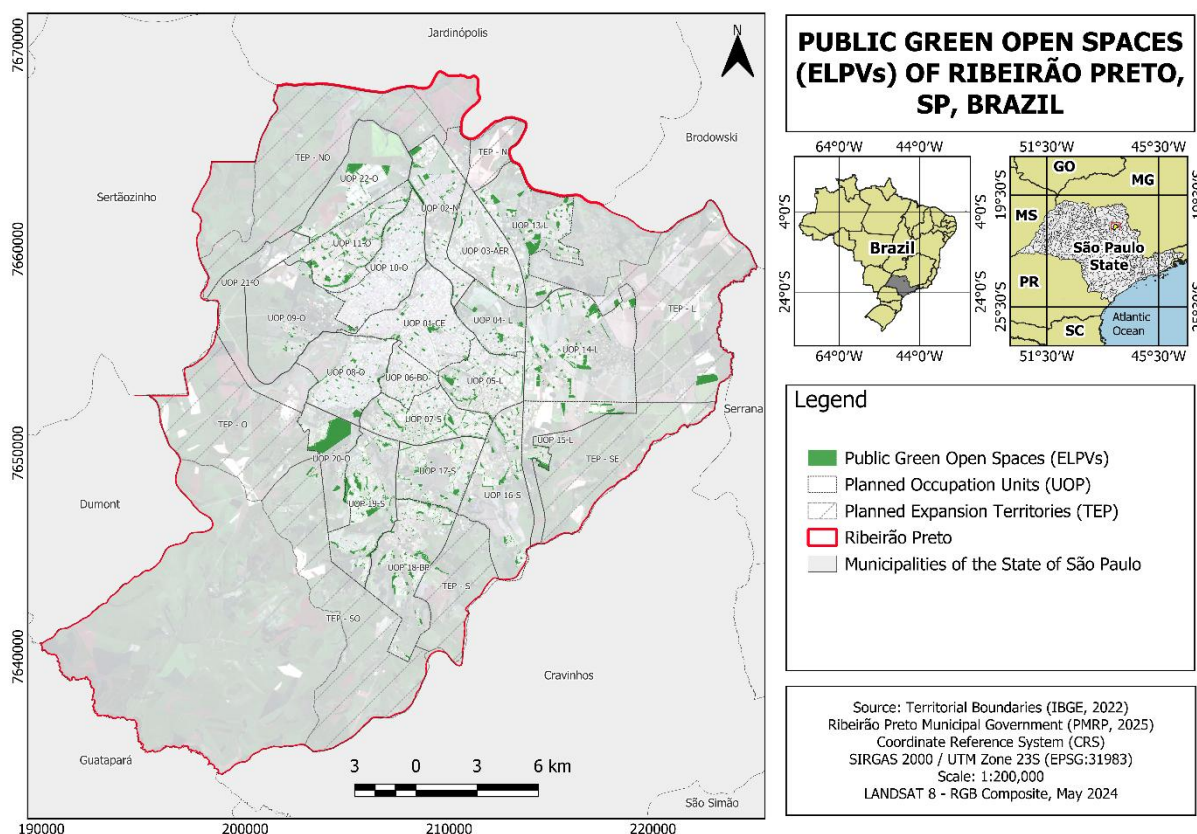


Figura 6. Espaços Livres Públicos Verdes (ELPVs) de Ribeirão Preto, SP. Fonte: autor, 2026.

3.3. Base de Dados

3.3.1. Imagens Orbitais de Alta Resolução

As imagens de alta resolução utilizadas no presente estudo foram obtidas por meio da plataforma *EarthExplorer*, do *United States Geological Survey* (USGS). Foram utilizadas as imagens dos satélites Landsat 8 e 9, comumente utilizados para avaliação contínua da superfície terrestre, com aplicações no monitoramento ambiental, mudanças no uso do solo, agricultura, hidrologia, geologia, florestas e cidades (Acharya; Yang, 2015; USGS, 2024).

O Landsat possui dois sensores principais: o *Operational Land Imager* (OLI) e o *Thermal Infrared Sensor* (TIRS), que captam imagens em diferentes bandas espectrais. Foram utilizadas as bandas 2, 3, 4, 5 e 10, que correspondem ao azul, verde, vermelho, infravermelho próximo (NIR) e infravermelho de ondas longas 1 (LWIR 1), respectivamente (USGS, 2024).

Tabela 3. Propriedades e aplicações das bandas dos satélites Landsat (Adaptado de Acharya; Yang, 2015).

Sensor	Banda	Nome da Banda	Comprimento de Onda (μm)	Resolução (m)	Aplicações
Operational Land Imager (OLI)	2	Azul	0,450 - 0,515	30	Mapeamento batimétrico, distinção entre solo e vegetação e entre vegetação caducifólia e coníferas
	3	Verde	0,525 - 0,600	30	Destaca o pico de vegetação, útil para avaliar o vigor das plantas
	4	Vermelho	0,630 - 0,680	30	Discrimina a vegetação em encostas
	5	Infravermelho Próximo (NIR)	0,845 - 0,885	30	Realça o conteúdo de biomassa e áreas costeiras
Thermal Infrared Sensor (TIRS)	10	Infravermelho de Ondas Longas 1 (LWIR 1)	10,30 - 11,30	100*	Mapeamento térmico e estimativa da umidade do solo

*Possuem resolução de 100m, mas são reamostradas para 30m.

As imagens utilizadas foram adquiridas durante os períodos chuvoso (outubro de 2023 a março de 2024) e seco (abril a setembro de 2024), definidos não apenas pela sazonalidade regional, mas também pela disponibilidade de cenas com baixa cobertura de nuvens, garantindo condições adequadas para as avaliações, conforme dados presentes na Tabela 4. As cenas correspondem ao caminho 220 e faixa 075 do sistema WRS-2, com projeção UTM zona 23 S e Datum WGS 84. Foram empregadas imagens de Nível 2, que já possuem correções atmosféricas (USGS, 2024).

Tabela 4. Identificação das cenas (ID), datas e horários de registro e percentuais de cobertura de nuvens das imagens Landsat 8/9.

ID da Cena	Data da Imagem	Hora (Brasília)	Cobertura de Nuvens (%)
LC82200752023295LGN00	22/10/2023	10:10:18	1,17
LC82200752023311LGN00	07/11/2023	10:10:18	0
LC82200752023343LGN00	09/12/2023	10:10:15	6,43
LC82200752024026LGN00	26/01/2024	10:10:08	6,95
LC82200752024058LGN00	27/02/2024	10:10:08	5,74
LC82200752024074LGN00	14/03/2024	10:09:58	1,92
LC92200752024114LGN00	23/04/2024	10:09:46	3,89

LC82200752024138LGN00	17/05/2024	10:09:15	0,34
LC92200752024178LGN00	26/06/2024	10:09:11	0,89
LC92200752024210LGN00	28/07/2024	10:09:35	0
LC92200752024242LGN00	29/08/2024	10:09:55	0,01
LC92200752024274LGN00	30/09/2024	10:10:03	0

Todas as bandas de imagens orbitais adquiridas foram previamente processadas no QGIS antes da realização das análises. Esse pré-processamento incluiu o recorte das imagens a partir do perímetro do município, utilizando a ferramenta de processamento “Recortar por camada de máscara”. Outro procedimento realizado incluiu a definição do sistema de referência espacial, adotando-se o sistema de coordenadas projetadas UTM, fuso 23S, com Datum SIRGAS 2000.

3.3.2. Dados Sociodemográficos do IBGE

O IBGE realiza a cada período decenal o Censo Demográfico, que se constitui como a principal fonte de informações sobre as condições de vida da população, considerando todos os municípios e localidades do país (IBGE, 2025). O Censo é uma ferramenta que possibilita a realização de diagnósticos mais precisos em diferentes escalas territoriais, permitindo identificar desigualdades, mapear demandas sociais e orientar a formulação de políticas públicas mais eficazes. Além disso, a partir de seus dados, é possível acompanhar os efeitos dessas políticas ao longo do tempo, contribuindo para o aprimoramento da gestão pública (Jannuzzi, 2018).

Em razão da pandemia da COVID-19 o último censo que seria realizado em 2020 foi realizado em 2022, com a finalização da divulgação de seus dados em 2025 (IBGE, 2025).

A coleta dos dados sociodemográficos foi realizada por meio de consulta à base de dados do IBGE, disponível em seu endereço eletrônico ². A partir dos dados sociodemográficos, foram selecionados indicadores capazes de captar

² Panorama do Censo 2022. Disponível em: <https://censo2022.ibge.gov.br/panorama/>. Acesso em: 17 mai. 2025.

diferentes dimensões da vulnerabilidade social, conforme amplamente discutido na literatura nacional. A renda média do responsável pelo domicílio foi adotada por constituir uma dimensão central da vulnerabilidade social, uma vez que está diretamente associada às condições materiais de vida das famílias, ao acesso a bens, serviços e infraestrutura urbana, bem como à sua estabilidade econômica (Genovez, 2005; Garcia; Nunes; Oliveira, 2012; Guedes et al., 2024; Fundação Seade, 2010; IPEA, 2015).

Diferentemente de índices clássicos de exclusão/inclusão social, que não incorporam raça/cor como variável operacional do índice, neste estudo a proporção de população negra é incluída como indicador direto. Nas matrizes de Genovez (2005) e Nascimento (2019), assim como no Atlas do IVS/IPEA (2015), o recorte racial é utilizado principalmente como elemento de leitura e interpretação dos padrões espaciais, e não no cálculo dos índices. A inclusão explícita desse indicador justifica-se pelo papel histórico do racismo e da segregação socioespacial na produção das desigualdades no contexto brasileiro, especialmente na distribuição desigual de renda, infraestrutura urbana e oportunidades, ampliando a sensibilidade do índice para captar padrões persistentes de vulnerabilidade social (Genovez, 2005; IPEA, 2015; Nascimento, 2019).

Foram também considerados indicadores associados à estrutura etária e ao ciclo de vida familiar, como a proporção de crianças de 0 a 4 anos e a proporção de jovens responsáveis pelo domicílio (12 a 24 anos). Esses indicadores estão relacionados, respectivamente, ao aumento das demandas de cuidado, à inserção precoce e mais instável no mercado de trabalho e à interrupção ou baixa trajetória educacional do responsável, fatores que tendem a agravar a vulnerabilidade dos domicílios, especialmente quando associados à baixa renda e à baixa escolaridade (Fundação Seade, 2010; IPEA, 2015; Nascimento, 2019).

Ressalta-se que, diferentemente do IPVS, que adota a idade do responsável inferior a 30 anos como marcador de vulnerabilidade e do IVS, que trabalha a juventude vulnerável na faixa entre 15 e 24 anos, o recorte de 12 a 24 anos adotado neste estudo decorre da estrutura das classes etárias disponibilizadas pelo Censo Demográfico 2022, configurando uma adaptação metodológica sem prejuízo da comparabilidade conceitual.

Também foram selecionados como indicadores para o estudo a densidade demográfica e a quantidade de moradores por domicílio. Esses indicadores foram escolhidos por expressarem condições de adensamento territorial e domiciliar que, em contextos urbanos, tendem a se associar à sobrecarga dos serviços públicos, à superlotação habitacional e à ampliação de riscos socioambientais (Garcia et al., 2012; Genovez, 2005; Nascimento, 2019).

A proporção de moradores em favelas também foi incluída, por sintetizar situações de elevada vulnerabilidade social, caracterizadas pela precariedade habitacional, pela insegurança fundiária e por déficits de infraestrutura urbana, reconhecidas explicitamente em tipologias oficiais como o IPVS (Fundação Seade, 2010).

Indicadores de saneamento básico também foram considerados, por expressarem déficits de infraestrutura urbana e por constituírem determinantes diretos das condições de saúde e qualidade ambiental da população, destacando-se a proporção moradores em domicílios sem abastecimento de água, sem esgotamento sanitário e sem coleta de lixo (Garcia et al., 2012; Genovez, 2005; IPEA, 2015; Nascimento, 2019).

Por fim, a proporção de pessoas não alfabetizadas (15 anos ou mais) e a proporção de mulheres responsáveis pelo domicílio que não sabem ler e escrever foram consideradas por expressarem fragilidades do capital humano e desigualdades de gênero, associadas à maior insegurança econômica e à menor capacidade adaptativa dos domicílios, conforme evidenciado em diferentes estudos sobre vulnerabilidade social no Brasil (Genovez, 2005; Garcia et al., 2012; Guedes et al., 2024; IPEA, 2015).

A tabela a seguir apresenta o conjunto de indicadores sociodemográficos utilizados neste estudo, organizados conforme seus respectivos grupos temáticos, renda, pessoas, demografia e características do domicílio. Cada indicador é acompanhado de sua sigla operacional e da expressão de cálculo correspondente, conforme as variáveis extraídas do Censo Demográfico para Ribeirão Preto (Tabela 5).

Tabela 5. Indicadores sociodemográficos e as respectivas variáveis utilizadas na análise dos setores censitários de Ribeirão Preto.

Indicador	Fontes / Autores	Grupo	Descrição / Detalhe	Sigla	Expressão / Variável(is)
Renda média do responsável	Genovez (2005); Garcia, Nunes e Oliveira (2012); Guedes et al. (2024); Fundação Seade (2010); IPEA (2015)	Renda	Média da renda do responsável pelo domicílio em relação à média do município	REN_MED	V06004 / Média de Renda do Município
Proporção da população negra	-	Pessoas	Percentual de pessoas que se autodeclararam pretas ou pardas	POP_NEG	(V01318 + V020) / V01006
Proporção de crianças (0–4 anos)	Genovez (2005); Fundação Seade (2010); IPEA (2015); Nascimento (2019)	Pessoas	Percentual de crianças de 0 a 4 anos na população total	POP_CRIA	V01031 / V01006
Proporção de pessoas não alfabetizadas (15+ anos)	Genovez (2005); Garcia, Nunes e Oliveira (2012); Guedes et al. (2024); IPEA (2015); Nascimento (2019)	Pessoas	Percentual de pessoas com 15 anos ou mais que não sabem ler e escrever	POP_NAL F	V00901 / (V00900 + V00901)
Proporção de jovens responsáveis pelo domicílio (12 a 24 anos)	Genovez (2005); Fundação Seade (2010); IPEA (2015); Nascimento (2019)	Pessoas	Percentual de pessoas entre 12 e 24 anos responsáveis pelo domicílio	JOV_RES P	(V01064 + V01065) / V01042
Proporção de mulheres responsáveis não alfabetizadas	Genovez (2005); Garcia, Nunes e Oliveira (2012); Fundação Seade (2010); IPEA (2015)	Pessoas	Percentual de mulheres chefes de domicílio que não sabem ler e escrever	MUL_NAL F	(V00979 + V00981 + V00983) / V01063
Densidade demográfica (hab/km²)	Genovez (2005); Nascimento (2019); IPEA (2015)	Demografia	Razão entre o total de moradores e a área em km ²	DENS_DE MO	V01006 / Área (Km ²)
Proporção de moradores por domicílio	Genovez (2005); Garcia, Nunes e Oliveira (2012); Fundação Seade (2010); Nascimento (2019)	Domicílio	Razão entre a quantidade total de moradores e a quantidade total de domicílios ocupados	MOR_DO M	V0001 / (V00001 + V00002 + V00003)
Proporção de moradores em favelas	Genovez (2005); Garcia, Nunes e Oliveira (2012); Fundação Seade (2010); Nascimento (2019)	Domicílio	Percentual de moradores em domicílios improvisados (favelas)	MOR_FAV	V00006 / (V00005 + V00006 + V00007)
Proporção de moradores em domicílios sem	Genovez (2005); Garcia, Nunes e Oliveira (2012);	Domicílio	Domicílios sem ligação à rede geral de	DOM_SAG UA	V00637 / (V00508 + V00509 +

abastecimento de água	Nascimento (2019); IPEA – Atlas IVS (2015)		abastecimento de água		V00510 + V00511 + V00512 + V00513 + V00514 + V00515)
Proporção de moradores em domicílios sem esgotamento sanitário adequado	Genovez (2005); Garcia, Nunes e Oliveira (2012); Nascimento (2019); IPEA Atlas IVS (2015)	Domicílio	Domicílios sem ligação à rede geral de esgoto ou fossa séptica	DOM_SESG	(V00582 + V00583 + V00584 + V00585 + V00586 + V00587) / (V00580 + V00581 + V00582 + V00583 + V00584 + V00585 + V00586 + V00587)
Proporção de domicílios sem coleta de lixo	Garcia et al. (2012); Genovez (2005); IPEA (2015)	Domicílio	Domicílios que não possuem coleta de lixo direta ou indireta	DOM_SLIXO	(V00614 + V00615 + V00616 + V00617) / (V00612 + V00613 + V00614 + V00615 + V00616 + V00617)

3.3.3. Base de Dados Geoespaciais do Município de Ribeirão Preto

A base de dados geoespaciais do município, incluindo os arquivos vetoriais dos perímetros urbano e de expansão urbana, conforme a Lei de Uso e Ocupação do Solo (Lei Complementar nº 3175/2023), foi adquirida por meio da plataforma da Geoportal Prefeitura Municipal de Ribeirão Preto, que integra o Sistema de Gestão Territorial.³ Os dados relativos ao Cadastro de Espaços Livres Públicos Verdes foram concedidos pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente, Agricultura e Sustentabilidade.⁴

³ Ribeirão Preto. GEOPORTAL. Disponível em: <https://webgis.ribeiraopreto.sp.gov.br/portal/apps/sites/#!/geoportal>. Acesso em 01 de mai. 2025.

⁴ Processo Digital PMRP 2025/076059.

3.4. Métodos de Análise Geoespacial

As análises foram realizadas por meio de um Sistema de Informação Geográfica (SIG) utilizando o software *QGIS* (versão 3.34.11), incluindo tanto os arquivos vetoriais como os arquivos Raster (imagens de satélite de alta resolução). As análises realizadas contemplam tanto a extensão total do perímetro do município como análises intraurbanas. As análises contemplaram variáveis ambientais (Temperatura de Superfície e Índice de Fluxo de Carbono), a localização dos ELPVs e indicadores sociodemográficos, com o objetivo de investigar o provimento dos serviços ecossistêmicos nos diferentes setores censitários e na zona urbana do município e a sua relação com as desigualdades socioespaciais.

3.4.1. Temperatura de Superfície (LST)

A análise de LST foi realizada utilizando a ferramenta “Calculadora Raster” do QGIS. O primeiro passo consistiu na aplicação de fórmula para conversão dos valores dos pixels, em Nível Digital (DN), para temperatura em Kelvin. Para essa conversão, foram utilizados os seguintes parâmetros: DN representa a imagem da banda 10 (LWIR 1), o fator de multiplicação que equivale a 0,00341802 e o valor de adição (offset), igual a 149 (USGS, 2024). O procedimento foi realizado com base na fórmula a seguir:

$$T (K) = (MT \times DN) + AT$$

Onde:

T (K) = Temperatura de superfície em Kelvin;

M_T = Fator de multiplicação da temperatura (fornecido nos metadados)

A_T = Fator de adição da temperatura (também fornecido nos metadados)

DN = Valor de Nível Digital do pixel

A operação resultou em uma nova camada Raster, cujos valores dos pixels passaram a representar a temperatura da superfície em Kelvin. Para conversão desses valores para graus Celsius (Coelho; Corrêa, 2013; Nussenzveig, 2018), foi realizada uma nova operação utilizando a Calculadora Raster, com base na seguinte equação:

$$T (^{\circ}C) = T(K) - 273,15$$

Onde:

$T (^{\circ}C)$ = Temperatura de superfície no pixel, em graus Celsius ($^{\circ}C$);

$T (K)$ = Temperatura de superfície no pixel, em Kelvin;

273,15 = Constante para conversão de temperatura do sistema Kelvin para Celsius.

Essa operação foi realizada para as imagens de cada um dos meses do intervalo temporal. Posteriormente, foram calculadas as estimativas por período, também a partir da ferramenta calculadora Raster. A operação foi realizada a partir do cálculo das médias dessas imagens para os períodos de estiagem e chuvoso. Os resultados desses processamentos foram representados espacialmente por meio de mapas temáticos, permitindo visualizar a distribuição geográfica da temperatura de superfície no município.

A partir das camadas Raster geradas, também foi realizada a extração dos valores de temperatura de cada pixel da imagem, utilizando a ferramenta de processamento “*Geospatial Data Abstraction Library (GDAL) – Raster para vetor*” (Rouault et al., 2025). Esse procedimento converteu as imagens Raster em camadas vetoriais, permitindo associar cada feição ao valor de temperatura correspondente. Essa etapa foi fundamental para estruturar os dados em formato tabular, viabilizando análises estatísticas e cálculos subsequentes.

Com base nas imagens termais obtidas, também foi possível estimar o Índice de Intensidade da Ilha de Calor Urbana de Superfície (i_{ICUS}), conforme proposto por Huang et al. (2019). O cálculo do i_{ICUS} consiste em quantificar, pixel a pixel, o excedente térmico da temperatura de superfície em relação a uma temperatura de referência fria, definida como o percentil 5% da distribuição de temperaturas da localidade. Esse índice permite expressar a intensidade relativa do aquecimento superficial em relação às condições mais amenas disponíveis no território, sendo particularmente útil para identificar *hotspots* térmicos e áreas críticas associadas à urbanização e ao uso do solo. O i_{ICUS} é expresso conforme a forma a seguir:

$$i_{ICUS} = \frac{T_i - T_r}{T_r}$$

Onde:

T_i = temperatura de superfície do pixel;

T_r = temperatura de referência fria da localidade, definida como o percentil 5% da distribuição de temperaturas de superfície

i_ICUS = intensidade relativa do aquecimento superficial naquele ponto.

3.4.2. Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)

O NDVI também foi estimado por meio da ferramenta Calculadora Raster, com base nas bandas espectrais 4 (Vermelho) e 5 (Infravermelho Próximo), expresso pela seguinte fórmula:

$$NDVI = \frac{(NIR - Red)}{(NIR + Red)}$$

Onde:

NDVI = Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*).

NIR = Reflectância na banda do infravermelho próximo.

Red: = Reflectância na banda vermelha.

Como resultado dessa operação, foram obtidas imagens Raster, cujos valores dos pixels variam de -1 a +1. Os valores próximos a +1 indicam vegetação densa e vigorosa, valores próximos a 0 indicam áreas com vegetação mais esparsa ou pastagem e áreas agrícolas; e valores negativos, de 0 a -1, estão associados a solos expostos, corpos d'água ou áreas urbanizadas (Huang *et al.*, 2021; Jones; Vaughan, 2010).

3.4.3. Índice do Fluxo de CO₂ (CO2FLUX)

Para a estimativa do CO2FLUX foi necessário realizar duas operações anteriores, que incluem a estimativa do NDVI e do Índice Fotoquímica Simplificado (sPRI). A obtenção do sPRI, por sua vez, exigiu a estimativa prévia do Índice de Reflectância Fotoquímica/Fotossintético (PRI), um indicador da atividade fotossintética da vegetação derivado das bandas espectrais azul (banda 2) e verde (banda 3) do Landsat (Gamon *et al.*, 1997; Rahman *et al.*, 2000; Santos, 2017).

O reescalonamento do PRI elimina dos valores negativos, possibilitando a obtenção de resultados em uma escala de 0 a 1, facilitando a interpretação

visual para mapas temáticos e permitindo integração direta com outros índices, como o NDVI, essencial para o cálculo do CO2FLUX (Lima; Oliveira; Quaresma, 2025; Rahman et al., 2000; Santos, 2017). As operações relacionadas a estimativa do PRI e sPRI, também foram realizadas com a aplicação das respectivas fórmulas a partir da Calculadora Raster:

$$PRI = \frac{(Blue - Green)}{(Blue + Green)}$$

$$sPRI = \frac{(PRI + 1)}{2}$$

Onde:

PRI: Índice de Reflectância Fotoquímica (*Photochemical Reflectance Index*)

sPRI: Índice de Fotossíntese Espectral Simplificado (*Simplified Photochemical Reflectance Index*).

Blue: Reflectância na banda do azul.

Green: Reflectância na banda do verde.

Após a realização de todas as operações enumeradas, foi realizado o cálculo do CO2FLUX, expresso pelo produto entre NDVI e sPRI (Rahman *et al.*, 2000).

$$CO2FLUX = NDVI * sPRI$$

Onde:

CO2FLUX: Fluxo de CO₂

NDVI: Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*).

sPRI: Índice de Reflectância Fotoquímica Simplificado (*Simplified Photochemical Reflectance Index*).

As camadas também foram representadas espacialmente por meio de mapas temáticos, permitindo a visualização da distribuição geográfica do CO2FLUX no município de Ribeirão Preto. Esse índice foi utilizado tanto como referência tanto para a densidade de vegetação quanto para o potencial de sequestro de carbono, em razão da colinearidade observada entre este índice e o NDVI. Por se tratar de um índice adimensional, os valores representados expressam a intensidade relativa da atividade fotossintética, não correspondendo diretamente a uma variável física mensurável, mas sim a uma estimativa indireta baseada em refletância espectral.

De forma semelhante ao realizado para a imagem LST, foi realizada a extração dos valores dos pixels para o CO2FLUX e a organização em planilhas, por meio da ferramenta de vetorização de Raster (Rouault et al., 2025). Para essa variável, também foi calculada a média das estimativas semestrais para cada um dos períodos do ano (estiagem e chuvoso), utilizando a ferramenta calculadora Raster. Essa operação viabilizou, posteriormente, a análise estatística das correlações entre essa variável ambiental e os dados sociodemográficos.

Com base nas estimativas do CO2FLUX, foi proposto o Índice de Intensidade do Fluxo de CO₂ (*i*_ICO2FLUX), análogo ao *i*_ICUS para evidenciar áreas com maior e menor potencial fotossintético. Esse índice compara o valor de cada pixel com um valor de referência definido pelo percentil 5%, representando as condições mais baixas da área. Assim, expressa a intensidade relativa do potencial de sequestro de carbono, permitindo identificar zonas que possuem maior e menor potencial para a provisão desse serviço ecossistêmico.

$$i_{CO2FLUX} = \frac{F_i - F_r}{F_r}$$

Onde:

F_i = valor do CO₂FLUX do pixel *i*

F_r = valor de referência, definido como o percentil 5% da distribuição espacial do CO2FLUX da área de estudo;

$i_{ICO2FLUX}$ = intensidade relativa do fluxo de CO₂ em relação às condições mínimas observadas.

3.4.4. Índice Local de Vulnerabilidade Social (ILVS)

Considerando o conjunto de variáveis sociodemográficas disponíveis nos resultados do Censo 2022, bem como os indicadores de Desigualdade Socioespacial selecionados no âmbito deste estudo, propõe-se o Índice Local de Vulnerabilidade Social (ILVS), utilizando como base os critérios estabelecidos no IPVS (Fundação Seade), IVS (IPEA), que articulam condições socioeconômicas, demográficas e de infraestrutura, bem como o sistema de indicadores sociais intraurbanos de exclusão/inclusão proposto por Nascimento (2019).

O ILVS proposto adota a lógica de padronização e reescalonamento apresentada por Genovez (2005), baseada na normalização dos indicadores e em sua agregação em uma escala contínua, assegurando maior comparabilidade entre variáveis e evitando distorções estatísticas. A proposta do ILVS subdivide os indicadores em quatro dimensões com pesos iguais (25% cada), sendo elas: Renda; Composição Demográfica; Capital Humano, e; Habitação e Infraestrutura:

- a) Renda: inclui a renda média do responsável pelo domicílio (REN_MED), calculada em relação à média municipal. Este indicador reflete a capacidade econômica das famílias e segue a lógica do IPVS, que utiliza renda como critério central para estratificação socioeconômica (Fundação Seade, 2010). Por se tratar de uma variável com sentido positivo de bem-estar, sua interpretação foi ajustada para manter a coerência com os demais indicadores do índice, que representam condições de maior e/ou menor vulnerabilidade. Dessa forma, valores mais elevados passam a indicar maior vulnerabilidade econômica.
- b) Composição Demográfica: abrange a proporção da população negra (POP_NEG) e a proporção de crianças de 0 a 4 anos (POP_CRIA). Esses indicadores captam dimensões de sensibilidade social, considerando grupos historicamente mais expostos a situações de exclusão e dependência, conforme discutido por Nascimento (2019) em seus mapeamentos de desigualdade socioespacial.
- c) Capital Humano: compreende a proporção de pessoas não alfabetizadas com 15 anos ou mais (POP_NALF) e a proporção de mulheres responsáveis pelo domicílio não alfabetizadas (MUL_NALF). Esses indicadores refletem restrições ao acesso a ativos educacionais, alinhando-se à dimensão “Capital Humano” do IVS (IPEA, 2015), que associa baixa escolaridade à maior vulnerabilidade social, além possibilitar a avaliação da desigualdade a partir de uma perspectiva de gênero.

- d) Habitação e Infraestrutura: Inclui variáveis relacionadas à precariedade habitacional e à ausência de serviços básicos: densidade demográfica (DENS_DEMO), proporção de moradores por domicílio (MOR_DOM), proporção de moradores em favelas (MOR_FAV), além das proporções de domicílios sem abastecimento de água (DOM_SAGUA), esgotamento sanitário (DOM_SESG) e coleta de lixo (DOM_SLIXO). Essa dimensão segue a lógica do IVS (IPEA), que considera saneamento e condições domiciliares como ativos essenciais para inclusão social.

Para a obtenção do ILVS é necessário, anteriormente, realizar a conversão do indicador REN_MED, para déficit relativo para que ele se comporte como um indicador de vulnerabilidade, semelhante aos outros utilizados. Essa conversão ocorreu a partir da seguinte operação:

$$REN_{DEF} = 1 - RED_{MED}$$

Onde:

REN_{DEF} = Déficit de renda

REN_{MED} = Renda Média

Posteriormente, foi realizada a normalização de todos os demais indicadores para a escala (0,1), garantindo comparabilidade entre variáveis com diferentes unidades e amplitudes. O processo seguiu a fórmula:

$$X_{norm} = \frac{X - X_{min}}{X_{max} - X_{min}}$$

Onde:

X_{norm} = Indicador normalizado

X_{min}: corresponde ao menor valor observado no conjunto de dados;

X_{max}: corresponde ao maior valor observado ou, para variáveis proporcionais, à média acrescida de dois desvios-padrão, com truncamento em 1 para evitar distorções por valores extremos ⁵.

⁵ Essa abordagem foi adotada para indicadores proporcionais (como taxas e percentuais), enquanto variáveis contínuas como a densidade demográfica e número de moradores por domicílio não foram truncadas, devido às suas características e ausência de limite natural em [0,1]. Para variáveis descritivas (por exemplo, população negra e proporção de crianças), a

O índice final é obtido pela média aritmética das quatro dimensões, a partir da seguinte fórmula:

$$ILVS = \frac{Renda + Composição Demográfica + Capital Humano + Habitação e Infraestrutura}{4}$$

Onde:

Renda = Déficit de Renda

$$Composição Demográfica = \frac{POP_{Neg} + POP_{Cria}}{2}$$

$$Capital Humano = \frac{POP_{NALf} + Mul_{NALf}}{2}$$

Habitação e Infraestrutura

$$= \frac{Desn_{demo} + MOR_{dom} + MOR_{fav} + DOM_{SAGua} + DOM_{SEsg} + DOM_{SLixo}}{6}$$

A interpretação do ILVS baseia-se na classificação dos valores do índice em faixas contínuas, que representam níveis progressivos de vulnerabilidade social. As classes foram definidas de modo a preservar a comparabilidade entre setores censitários e facilitar a leitura espacial dos resultados, seguindo a lógica adotada pelo IVS. Assim, consideram-se as seguintes categorias:

- 0–0,20: Muito baixa vulnerabilidade
- 0,20–0,30: Baixa vulnerabilidade
- 0,30–0,40: Média vulnerabilidade
- 0,40–0,50: Alta vulnerabilidade
- 0,50–1: Muito alta vulnerabilidade

Os resultados obtidos foram espacializados por meio de mapas temáticos indicando os setores censitários e os respectivos valores de ILVS.

normalização min-max foi aplicada apenas para fins de padronização, sem atribuir interpretação normativa aos extremos.

3.4.4.1. Índice Sintético de Vulnerabilidade (ISV)

Esse índice teve por objetivo caracterizar os setores censitários presentes na zona urbana do município, a partir de uma leitura social inicial, funcionando como uma variável de arranque para as análises subsequentes. Ressalta-se que o ISV possui função distinta do Índice Local de Vulnerabilidade Social (ILVS), não tendo como objetivo a mensuração multidimensional e comparável da vulnerabilidade social, mas sim a caracterização preliminar dos setores urbanos.

Sua construção buscou sintetizar condições estruturais de vulnerabilidade social observadas no município, a partir da seleção de variáveis sociais capazes de expressar essas dimensões, privilegiando indicadores associados à composição domiciliar, ao capital humano e às características dos responsáveis pelos domicílios. Essa abordagem permite a comparação intraurbana entre setores censitários e a posterior integração com variáveis sociais, ambientais e climáticas analisadas ao longo do estudo.

Nesse sentido, optou-se deliberadamente por não incorporar a variável renda na composição do índice. Tal decisão decorre do entendimento de que a vulnerabilidade social não se restringe à dimensão monetária, sendo mais adequadamente compreendida a partir de uma abordagem multidimensional, que considera diferentes formas de privação e perdas de qualidade de vida (IBGE, 2023). Além disso, embora a renda seja um elemento importante na análise das desigualdades, sua utilização isolada não é suficiente para explicar as condições estruturais de vulnerabilidade, uma vez que estas envolvem fatores sociais, demográficos e de acesso a oportunidades que extrapolam a dimensão econômica (Barros; Foguel; Ulysea, 2007).

O ISV considera três indicadores de vulnerabilidade, sendo eles: a proporção de pessoas jovens responsáveis pelo domicílio; a média de moradores por domicílio; e a proporção de pessoas não alfabetizadas com 15 anos ou mais. Por essa razão, o indicador de jovens responsáveis pelo domicílio foi utilizado exclusivamente no ISV, não integrando a composição do ILVS, de modo a evitar sobreposição conceitual com os indicadores de capital humano presentes neste último.

A proporção de pessoas jovens responsáveis pelo domicílio expressa situações de maior fragilidade socioeconômica, nas quais jovens, em função das necessidades existentes no domicílio, passam a assumir precocemente responsabilidades domésticas. Tal condição geralmente está associada a trajetórias educacionais interrompidas e inserção laboral mais instável.

A média de moradores por domicílio representa o adensamento no espaço domiciliar, refletindo diretamente condições de maior vulnerabilidade social, uma vez que indica a necessidade de moradia de um número elevado de pessoas em um espaço restrito, muitas vezes associada à precariedade habitacional. Já a proporção de pessoas não alfabetizadas representa restrições ao acesso à informação, às oportunidades econômicas e aos serviços públicos, além de impactos negativos sobre a capacidade adaptativa dos domicílios, como em situações de desastre.

O ISV foi obtido a partir da média aritmética simples de três indicadores, conforme a fórmula a seguir:

$$ISV = \frac{MOR_{dom} + POP_{NALF} + JOV_{Resp}}{3}$$

Onde:

ISV= Índice Sintético de Vulnerabilidade

MOR_{DOM} = Moradores Por Domicílio

POP_{NALF} = Pessoas não alfabetizadas de 15 anos ou mais, que não sabem ler e escrever

JOV_{RESP} = Pessoas jovens responsáveis pelo domicílio (entre 12 e 24 anos)

Todas as variáveis que compõem o ISV foram calculadas em nível de setor censitário, normalizadas, e combinadas por meio de média aritmética simples, com pesos iguais. Os valores do índice foram classificados em classes de vulnerabilidade, que variam entre 1 e 5, em que o valor 1 representa baixa vulnerabilidade, os valores intermediários indicam vulnerabilidade média e os valores mais elevados correspondem à alta vulnerabilidade social. Essa padronização teve como finalidade facilitar a interpretação dos resultados e a operacionalização do índice nas etapas analíticas seguintes.

3.5. Análises Estatísticas

3.5.1. Correlação Espacial entre Variáveis Ambientais

A análise dos arquivos variáveis objeto de estudo foi realizada por meio da sobreposição entre os pares de variáveis CO2FLUX e LST para verificar possíveis correlações visuais entre elas nos dois períodos do ano.

Os resultados dos índices foram representados em forma de gradientes de cores, permitindo a observação da escala de valores calculados para cada variável. Para melhor visualização da interação entre as camadas vetoriais, foi utilizada a opção de mistura no item "Propriedades da Camada", aplicando o modo "Multiplicar" sobre as camadas vetoriais dos índices de intensidade (i_ICUS e $i_ICO2FLUX$). Após esses procedimentos, foi possível aplicar o plugin "*Bivariate Legend*", que permite a verificação da correlação visual entre as variáveis combinadas, gerando uma representação visual de legenda bivariada (WEBGEODATAVORE, 2021).

Para confirmar os padrões identificados visualmente entre as variáveis, foram aplicados testes estatísticos de correlação. Inicialmente, verificou-se o padrão de distribuição dos resultados obtidos a partir das camadas Raster, tanto visualmente, por meio de histogramas, quanto por meio de testes de normalidade. Devido ao grande tamanho da amostra, optou-se pela aplicação do teste Anderson–Darling (Stephens, 1974), adequado para conjuntos de dados extensos, como o analisado no presente estudo.

Após a verificação da normalidade dos dados, foi aplicado o teste estatístico de correlação mais adequado para cada conjunto de variáveis (Sousa, 2019). As análises foram realizadas utilizando o *software R* (versão 4.5.0).

3.5.1.1. Correlação Espacial entre Variáveis Ambientais nas unidades de Planejamento do Município

Aos moldes da correlação realizada entre o CO2FLUX e a LST realizada para todo o perímetro do município, procedeu-se também à análise de correlação

entre essas variáveis para cada unidade territorial da zona urbana, composta pelas Unidades Operacionais de Planejamento (UOPs) e pelos Territórios de Planejamento (TEP). A aplicação da correlação teve como objetivo avaliar, nos dois períodos do ano, a provisão de serviços ecossistêmicos regulatórios, bem como identificar as áreas com maior e menor capacidade relativa de provisão desses serviços.

Para isso, foi realizado o recorte espacial dos indicadores ambientais em cada unidade territorial, seguido da extração dos valores de CO₂FLUX e LST para cada pixel amostrado nas respectivas áreas. Os dados obtidos foram tabulados e submetidos ao teste estatístico de correlação correspondente. A partir dos valores do coeficiente de correlação (r) e do coeficiente angular (slope) dos modelos ajustados para cada unidade territorial, tornou-se possível avaliar o desempenho da provisão do serviço ecossistêmico regulatório associado à mitigação térmica e ao sequestro de carbono. Os resultados foram posteriormente espacializados em mapas temáticos, evidenciando os padrões territoriais e os valores obtidos para cada unidade analisada.

3.5.2. Análise Multivariada

A Análise de Componentes Principais (PCA) é uma técnica estatística multivariada de ordenação que permite reduzir a dimensionalidade de conjuntos de dados por meio da transformação de variáveis correlacionadas em componentes principais não correlacionados, ordenados de acordo com a variância explicada (Jolliffe, 2002). Por ser adequada a dados contínuos e padronizados, a PCA foi empregada neste estudo para organizar a informação contida nas variáveis ambientais, sintetizando sua estrutura de correlação sem o estabelecimento de relações causais, baseada nos dados da zona urbana de Ribeirão Preto.

A partir dessa redução e reorganização do espaço multivariado, procedeu-se à aplicação do agrupamento k-means, técnica de partição que aloca as observações em um número pré-definido de grupos (k) com base na distância em relação aos centros médios dos grupos, recalculados iterativamente ao longo do processo (Kanungo et al., 2002). Nesse

encadeamento metodológico, o agrupamento é realizado sobre os escores dos componentes principais, em um espaço multivariado reduzido, no qual a redundância entre variáveis correlacionadas é minimizada.

Para a caracterização das desigualdades socioespaciais dos serviços ecossistêmicos de regulação, adotou-se essa abordagem multivariada combinada. Foram selecionadas quatro variáveis ambientais contínuas, mensuradas ao nível dos setores censitários: temperatura média da superfície na estação seca ($_Temp-Estm$), temperatura média da superfície na estação chuvosa ($_Temp-Chuv$), fluxo de CO_2 na estação seca ($_CO2-Estm$) e fluxo de CO_2 na estação chuvosa ($_CO2-Chuvm$). Previamente à aplicação da PCA, todas as variáveis foram padronizadas (média zero e desvio-padrão unitário), de modo a eliminar efeitos de escala e assegurar a comparabilidade entre métricas de natureza distinta.

A retenção das componentes principais baseou-se na proporção de variância explicada, sendo mantidas as duas primeiras componentes por concentrarem a maior parte da variabilidade do conjunto de dados. Os escores dessas componentes foram utilizados como entrada para o agrupamento k-means, com k definido como três ($k = 3$), buscando um equilíbrio entre parcimônia interpretativa e capacidade de discriminação dos padrões ambientais. Essa escolha considerou a clareza ecológica dos grupos resultantes e sua relevância analítica para estudos de clima urbano e serviços ecossistêmicos.

Os grupos (*clusters*) obtidos foram posteriormente rotulados como ambiente favorável, intermediário e crítico, com base em suas médias de temperatura e CO_2FLUX , permitindo uma interpretação substantiva dos grupos em termos de conforto térmico e potencial de regulação climática. Essa tipologia foi então utilizada nas análises subsequentes para examinar as diferenças ambientais entre os grupos e sua associação com indicadores de vulnerabilidade socioambiental, possibilitando a identificação de padrões territoriais de provisão e restrição dos serviços ecossistêmicos regulatórios no espaço urbano.

Para avaliar se a distribuição das classes ambientais intraurbanas variava em função do nível de vulnerabilidade socioambiental, foi realizado um teste de independência Qui-quadrado (χ^2) entre a variável categórica Ambiente (favorável, intermediário e crítico), derivada da classificação obtida a partir da

combinação entre PCA e agrupamento k-means, e o indicador *CLASS_ISV*, que representa as classes de vulnerabilidade socioambiental dos setores censitários obtida pelo Índice Sintético de Vulnerabilidade (ISV).

Inicialmente, foi construída uma tabela de contingência contendo as frequências absolutas de setores em cada combinação entre as categorias de Ambiente e *CLASS_ISV*. Em seguida, aplicou-se o teste de Qui-quadrado de *Pearson* para avaliar a hipótese nula de independência entre as duas variáveis, adotando-se nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). Para auxiliar a leitura dos resultados, as frequências observadas foram também expressas em termos percentuais por linha, considerando-se cada classe de *CLASS_ISV*, o que permite comparar a distribuição relativa das classes ambientais entre os diferentes níveis de vulnerabilidade. As operações também foram executadas por meio dos *softwares R* e *QGIS*.

Para a obtenção dos setores censitários utilizados nesta análise, realizou-se previamente uma sobreposição entre a camada dos setores censitários e a camada de UOP/TEP, por meio da ferramenta de intersecção (*software QGIS*). Esse procedimento assegura a correspondência adequada entre as duas unidades espaciais. Foram considerados apenas os setores censitários cuja área estava contida 50% ou mais dentro de uma mesma UOP, evitando a duplicidade na contabilização e distorções na agregação dos dados.

Os dados ambientais, previamente espacializados, foram agregados aos setores censitários por meio da ferramenta “Recortar por camada de máscara”, considerando a mediana dos valores para cada setor devido ao padrão de distribuição das variáveis, que não seguia normalidade.

Após a análise multivariada, calculou-se a mediana dos valores obtidos no eixo principal (PC1) para cada UOP/TEP, adotando-se esse valor como indicador sintético das desigualdades socioespaciais, permitindo a comparação entre unidades territoriais quanto às desigualdades socioespaciais.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Esta pesquisa teve como objetivo correlacionar a distribuição espacial dos serviços ecossistêmicos de regulação providos pela vegetação (regulação térmica e o sequestro de carbono) com as desigualdades socioespaciais existentes no município de Ribeirão Preto.

4.1. Temperatura de Superfície (LST)

A partir dos mapeamentos realizados de LST em Ribeirão Preto, foi observado que o município apresenta variações significativas temperatura de até 21,84 °C entre áreas densamente urbanizadas e áreas vegetadas. Essa diferença pode ser visualizada principalmente durante o período chuvoso, que está associado ao verão e a época de maiores temperaturas atmosféricas.

Observa-se, a partir da Figura 7 o comportamento da LST no município durante o período chuvoso, onde as áreas mais centralizadas e urbanizadas apresentam temperaturas mais elevadas. Nesse mapeamento também é possível verificar áreas mais distantes do centro da cidade que apresentam temperaturas elevadas, fato este que se deve à presença de solo exposto após o cultivo agrícola, representado principalmente pela cana-de-açúcar.

Resultados semelhantes para o período chuvoso em Ribeirão Preto também foram observados por Campelo (2024), que analisou a temperatura de superfície em municípios do estado de São Paulo no intervalo de 2013 a 2023. No estudo, Ribeirão Preto se insere entre as cidades com maiores temperaturas de superfície nas áreas urbanizadas durante a estação úmida, com valores medianos próximos de 46–47 °C, destacando-se juntamente com municípios vizinhos como Sertãozinho e Ituverava. Além disso, Campelo (2024) aponta que, mesmo nas áreas não urbanizadas do entorno, Ribeirão Preto apresenta temperaturas elevadas no período chuvoso ($\approx 39\text{--}40$ °C), sobretudo em áreas dominadas por usos agropecuários, como a cana-de-açúcar, reforçando o papel do uso e da cobertura da terra no padrão espacial da LST observado no município.

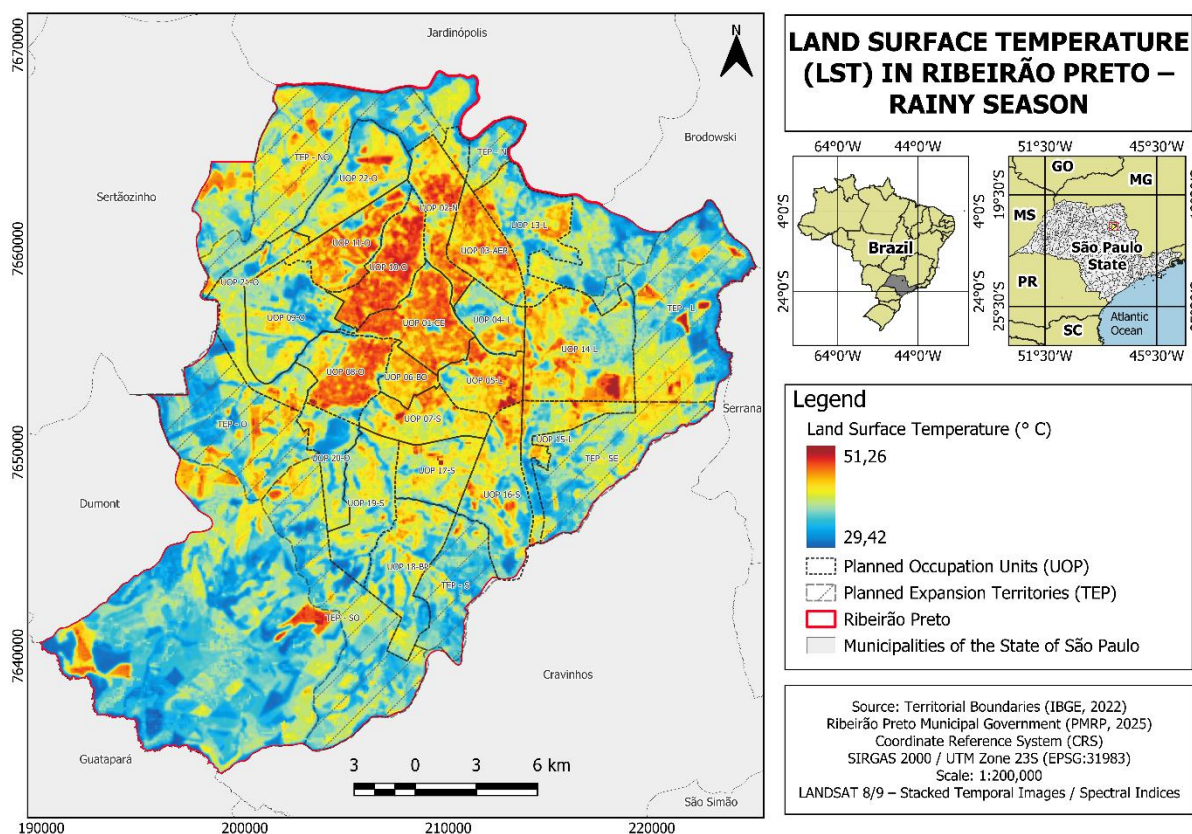


Figura 7. Temperatura de Superfície em Ribeirão Preto durante o período chuvoso. Fonte: Autor, 2026.

Por outro lado, no mapeamento realizado durante o período de estiagem é possível observar que as temperaturas superficiais mais elevadas estão mais concentradas na zona rural e territórios de expansão planejada (Figura 8). Este fato é observado também por conta do período de colheita da produção de cana de açúcar, e o solo exposto nessas regiões realiza maior absorção da radiação solar quando comparado aos materiais construtivos da cidade. Embora a zona rural do município presente, em alguns locais, temperaturas de superfície mais elevadas que a área urbanizada, a zona urbana ainda apresenta temperaturas superiores quando comparada às áreas que mantêm cobertura vegetal.

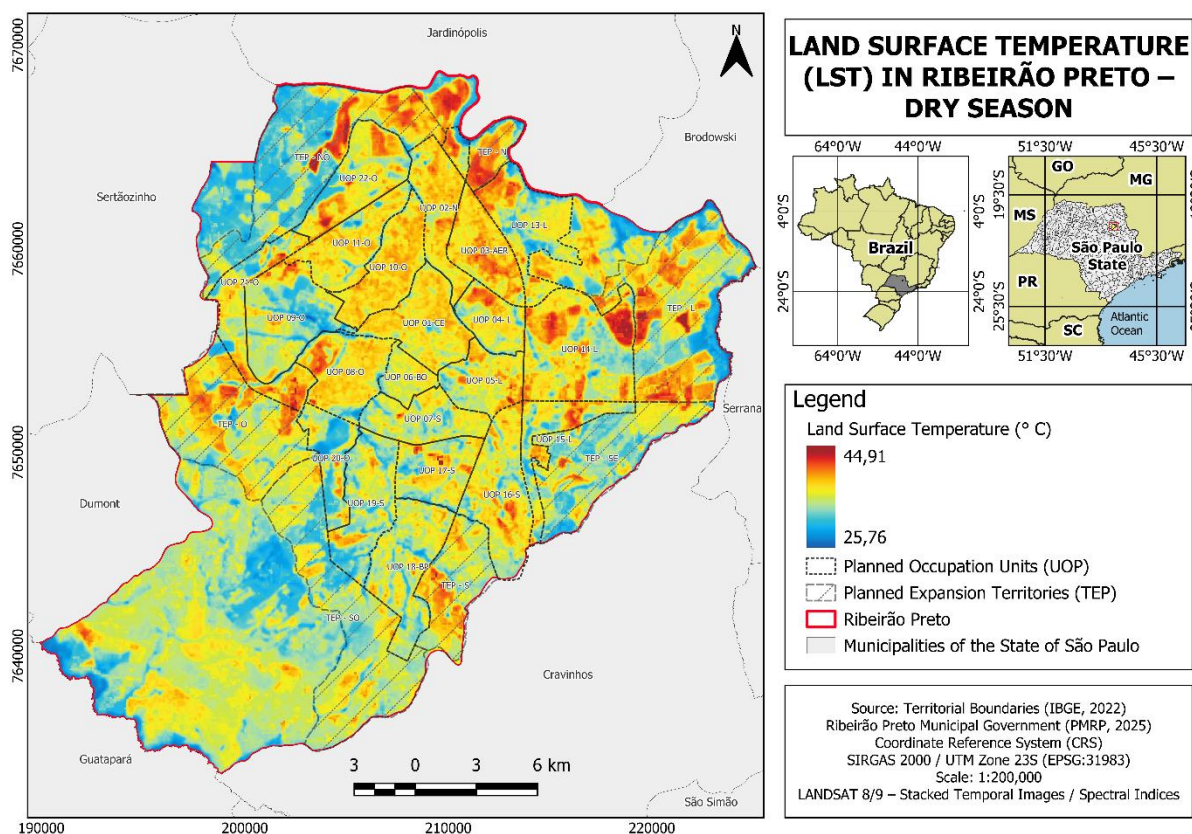


Figura 8. Temperatura de Superfície em Ribeirão Preto durante o período de estiagem. Fonte: Autor, 2026.

Campelo (2024) também verificou essa tendência, apontando que na estação seca as temperaturas médias são mais baixas em relação ao período chuvoso, tanto nas áreas urbanizadas como nas áreas não urbanizadas, o que reduz o contraste térmico e a intensidade da ilha de calor urbana de superfície (i_{ICUS}). A redução do contraste térmico ocorre porque, após a colheita, as áreas agrícolas perdem cobertura vegetal e, com o solo exposto, aquecem mais, aproximando-se ou até superando as temperaturas de superfície das áreas urbanizadas, conforme foi possível verificar no mapeamento presente na Figura 8.

A partir dos dados de LST foram gerados os i_{ICUS} , que organizaram as áreas do município em cinco classes, variando de menor vulnerabilidade às ilhas de calor até vulnerabilidade extremamente elevada (Figura 9 e Figura 10).

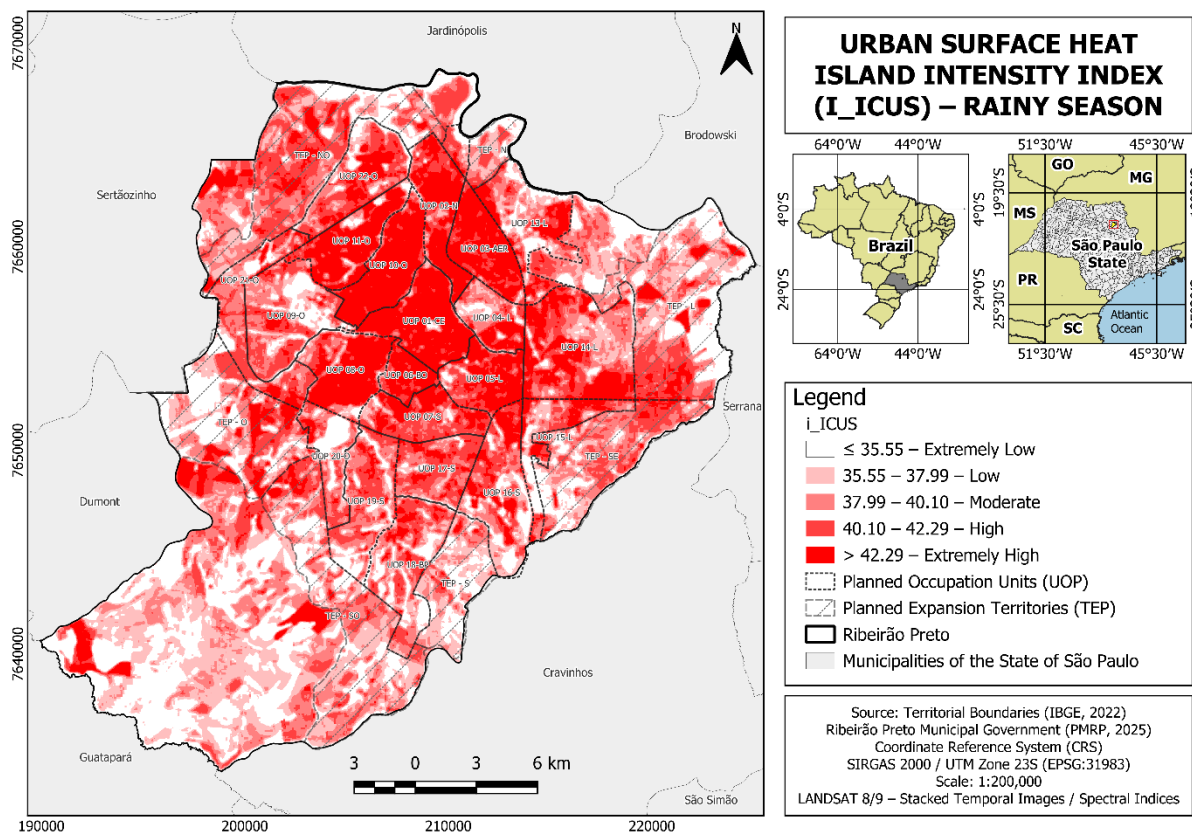


Figura 9. Índice de Intensidade de Ilhas de Calor Urbanas de Superfície (i_ICUS), durante o período chuvoso. Fonte: Autor, 2026.

No período chuvoso, as áreas classificadas como extremamente baixas correspondem a fragmentos de vegetação densa, unidades de conservação e corpos d'água, onde a presença de cobertura vegetal garante maior resfriamento. Em seguida, as áreas de vulnerabilidade baixa incluem regiões com vegetação arbórea esparsa, áreas verdes públicas e zonas agrícolas com cobertura parcial, que ainda contribuem para amenizar o aquecimento.

As classes moderadas abrangem setores urbanos com pouca arborização e áreas agrícolas em estágio intermediário, enquanto as classes altas concentram-se em regiões urbanas densamente ocupadas e áreas agrícolas com solo parcialmente exposto, onde a perda de biomassa intensifica o aquecimento. Por fim, as áreas de vulnerabilidade extremamente elevada ocorrem nos núcleos urbanos mais impermeabilizados, caracterizados como ilhas de calor intenso, e em zonas agrícolas com solo totalmente exposto após a colheita, revelando os pontos críticos do município em relação ao fenômeno.

Para o período de estiagem, o índice apresenta menor intensidade para o perímetro urbano, embora a intensidade ainda se mantenha majoritariamente nos quartis de alta e extremamente alta (Figura 10).

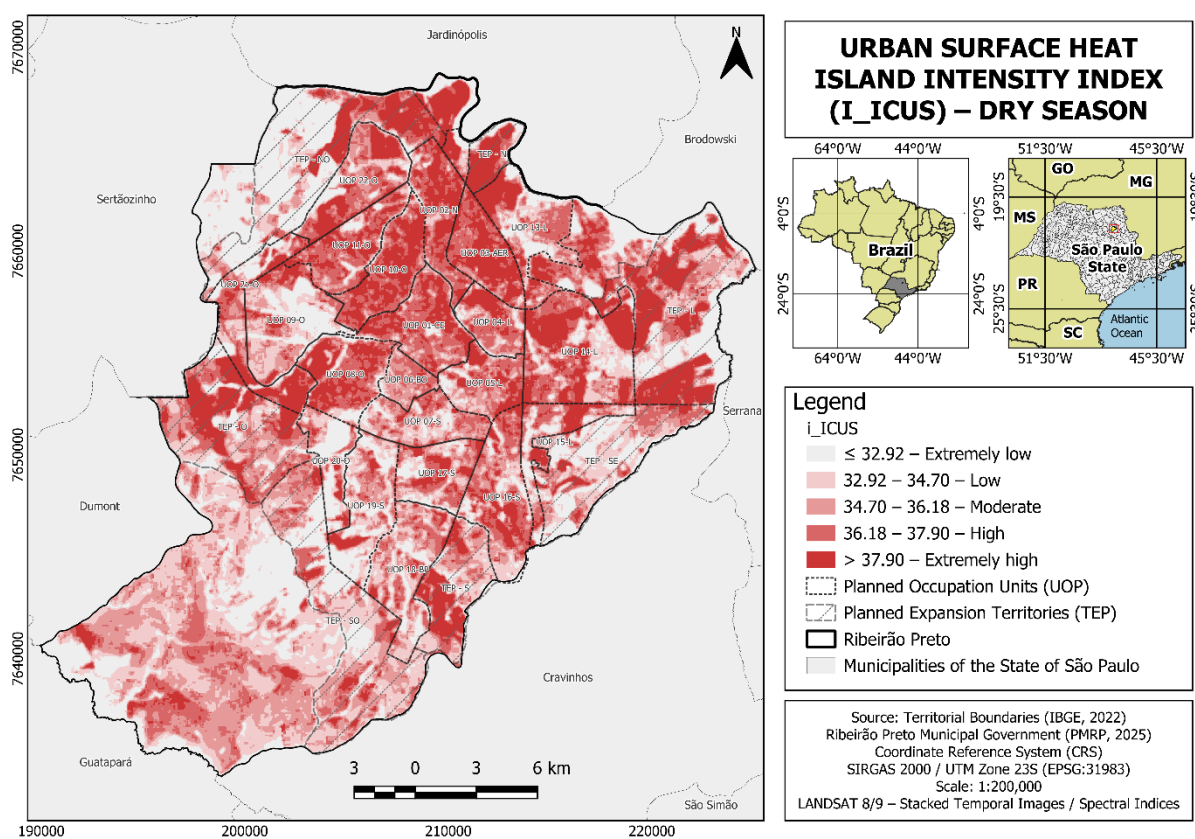


Figura 10. Índice de intensidade de ilhas de calor urbanas de superfície (i_ICUS), durante o período de estiagem. Fonte: Autor, 2026.

A anomalia climática das ilhas de calor é um fenômeno presente em diversas áreas urbanas ao redor do mundo, incluindo no Brasil. Em relação à realidade nacional, estudos recentes identificaram variações significativas nas temperaturas de superfície em diferentes contextos urbanos. Porangaba e Amorim (2019) observaram essas variações em cidades de médio e pequeno porte, como Assis, Cândido Mota, Maracá e Tarumã, enquanto Patriota et al. (2024) verificaram fenômeno semelhante em grandes centros urbanos e metrópoles, ainda que com intensidades distintas.

No estado de São Paulo, a intensidade das i_ICUS é maior na estação úmida, com diferenças expressivas entre áreas urbanas e rurais, sendo mais acentuadas em cidades localizadas na porção noroeste do estado, onde fatores

como continentalidade e baixa cobertura vegetal ampliam o aquecimento (Campelo, 2024). Nesse contexto, verifica-se que Ribeirão Preto é um município com alta vulnerabilidade à anomalia climática das ilhas de calor de superfície ao longo de todo o ano, com intensidade variável, principalmente em função da sazonalidade climática.

4.2. Índice do Fluxo de CO₂ (CO₂FLUX)

O CO₂flux representa uma estimativa do conteúdo de CO₂ na coluna de ar e está associado à atividade fotossintética, sendo um indicador indireto da remoção biogeoquímica de carbono pela vegetação, sem representar diretamente concentrações atmosféricas associadas à exposição humana.

A literatura indica que em áreas urbanizadas, concentrações mais elevadas desse gás estão associadas principalmente à queima de combustíveis fósseis, com destaque para o setor de transportes, ocorrendo de forma concomitante a outros poluentes atmosféricos nocivos, como material particulado, dióxido de nitrogênio e ozônio troposférico (Camillo et al., 2020; Leite et al., 2020). Nesses contextos, o CO₂ não é compreendido como agente tóxico direto, mas como um indicador ambiental da intensidade da atividade antrópica e da carga poluente associada, uma vez que os efeitos adversos à saúde estão predominantemente relacionados aos poluentes coproduzidos (Arbex et al., 2012; Leite et al., 2020).

Em áreas urbanizadas com elevada densidade construtiva, baixa cobertura vegetal e intensa queima de combustíveis fósseis, concentrações mais elevadas de CO₂ estão associadas a temperaturas mais altas e à intensificação das ilhas de calor, caracterizando condições de maior estresse térmico e atmosférico, nas quais os efeitos da poluição do ar tendem a ser potencializados (Arbex et al., 2012; Singh et al., 2020).

Com base nos mapeamentos realizados para os períodos chuvoso e de estiagem (Figura 11 e Figura 12), observa-se que as áreas com menor concentração de CO₂ na atmosfera correspondem às regiões vegetadas, evidenciando seu potencial de remoção de carbono atmosférico, respectivamente nos períodos chuvoso e seco.

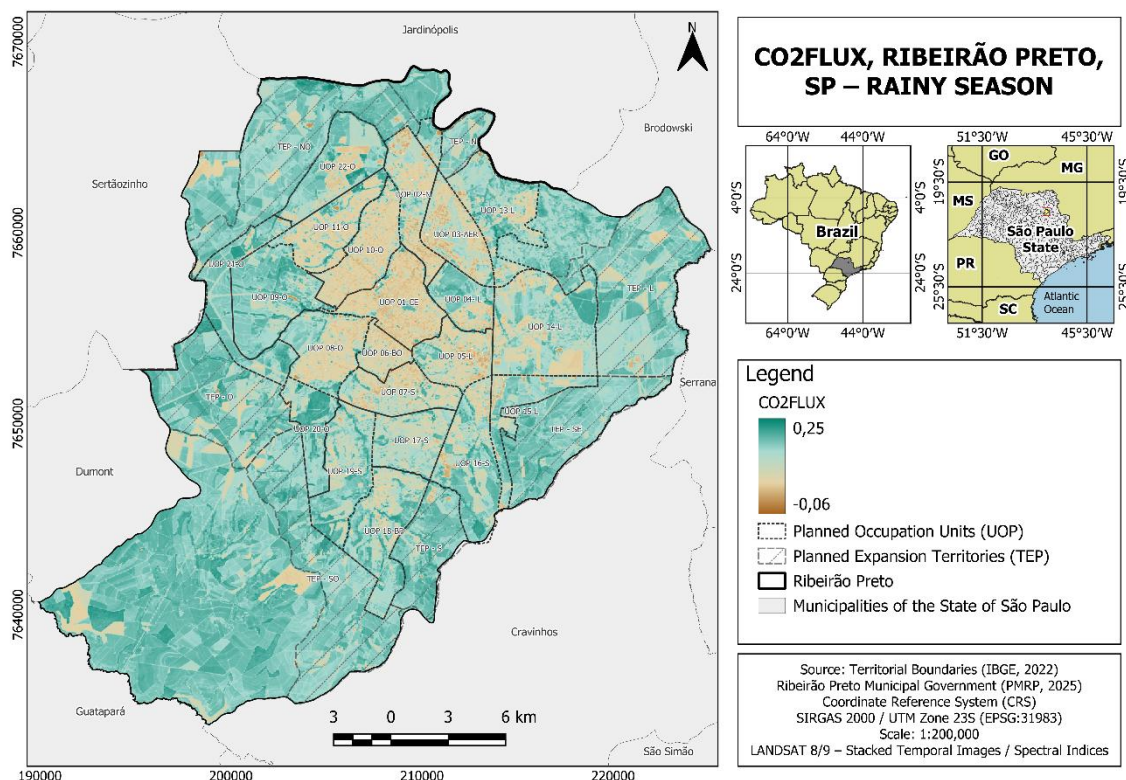


Figura 11. Fluxo de CO₂ (CO2FLUX) no período chuvoso em Ribeirão Preto, SP. Fonte: autor, 2026.

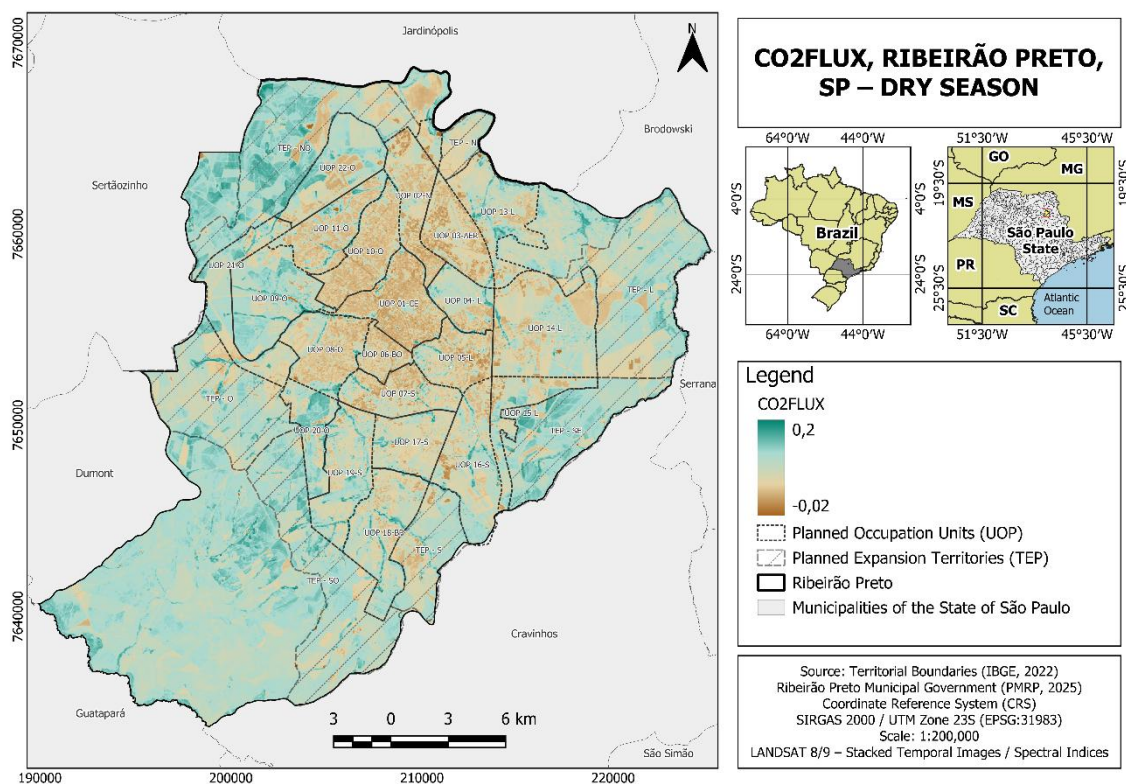


Figura 12. Fluxo de CO₂ (CO2FLUX) no período de estiagem em Ribeirão Preto, SP. Fonte: autor, 2026.

De modo semelhante ao realizado para LST, foi gerado o índice de intensidade $i_ICO2FLUX$. Os resultados indicam que Ribeirão Preto apresenta predominantemente baixa densidade de vegetação, com valores de $CO2FLUX$ variando entre -0,056 e 0,25 (Figura 13) na estação chuvosa e -0,02 e 0,20 na estação seca (Figura 14).

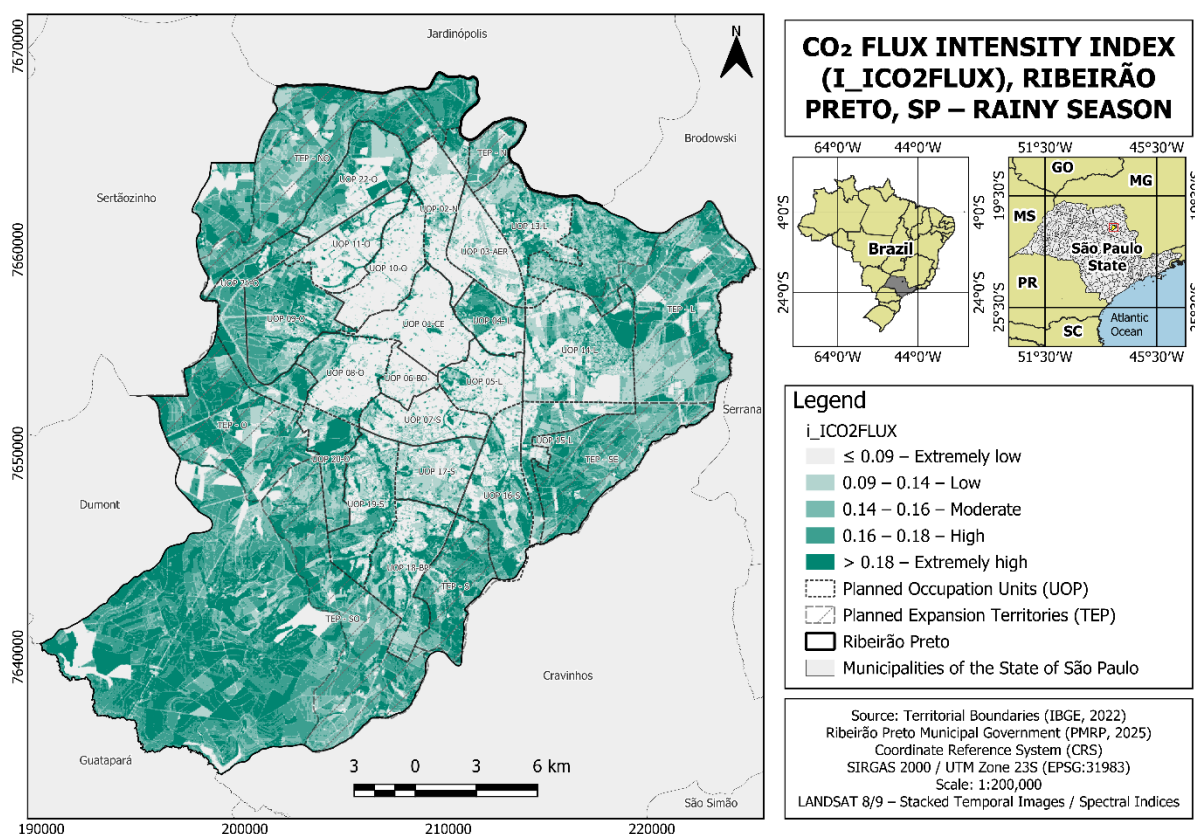


Figura 13. Índice de Intensidade de Fluxo de CO₂ ($i_ICO2FLUX$) no período chuvoso em Ribeirão Preto, SP. Fonte: autor, 2026.

Essa tendência é coerente com os padrões de cobertura vegetal observados no município, evidenciando a predominância de áreas urbanizadas e antropizadas. As áreas com intensidade extremamente baixa correspondem a locais com pouca ou nenhuma vegetação, abrangendo zonas urbanas densamente impermeabilizadas e áreas agrícolas com solo exposto, como terrenos arados ou em pousio. A categoria de intensidade baixa inclui áreas com vegetação mais rala, como gramados, bordas de fragmentos florestais e vegetação urbana esparsa, como praças e arborização viária, além de campos agrícolas em estágios iniciais de crescimento.

Essa distribuição espacial é consistente com os valores de NDVI obtidos, que variaram entre $-0,12$ e $0,57$ na estação chuvosa e entre $-0,04$ e $0,42$ na estação seca, indicando coerência entre a cobertura vegetal e a capacidade de sequestro de carbono. Embora os valores de NDVI tenham sido analisados para complementar a interpretação espacial, optou-se por utilizar o CO2FLUX como indicador principal da vegetação devido à dependência entre as variáveis, uma vez que o CO2FLUX é parcialmente derivado do NDVI e incorpora a dimensão funcional associada à remoção biogeoquímica de carbono.

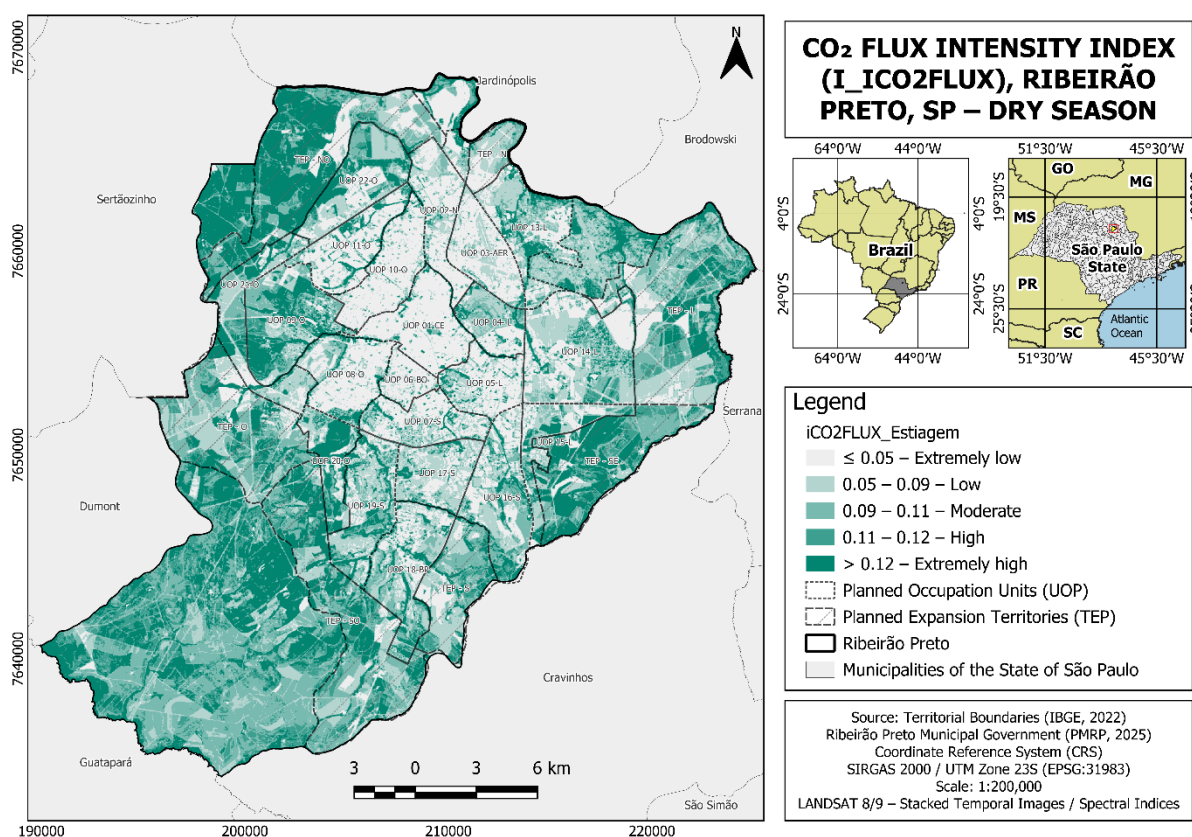


Figura 14. Índice de Intensidade de Fluxo de CO₂ (i_ICO2FLUX) no período de estiagem em Ribeirão Preto, SP. Fonte: autor, 2026.

As áreas classificadas como moderadas apresentam vegetação mais contínua, incluindo pastagens, cultivos em desenvolvimento e remanescentes florestais de menor porte, bem como parques urbanos e florestas ripárias. A classe de intensidade alta abrange regiões com vegetação densa e saudável, como áreas agrícolas em estágio avançado, mosaicos florestais e unidades de conservação. Por fim, as áreas com intensidade extremamente alta representam os locais com maior potencial fotossintético e de sequestro de carbono,

caracterizados por florestas bem preservadas, zonas de conservação e cultivos vigorosos. Destaca-se ainda que essas áreas recobertas por vegetação, apresentaram algumas das menores temperaturas de superfície avaliadas.

Foi observado também que durante o período de estiagem (Figura 14), ocorre uma diminuição do potencial de sequestro de carbono, resultado das condições naturais da vegetação, que perde parte de suas folhas como estratégia adaptativa diante da menor disponibilidade hídrica no solo. Esse comportamento é consistente com o que Fay (2009) descreve para ecossistemas limitados por água, nos quais não apenas a quantidade anual de precipitação, mas também sua distribuição temporal e o tamanho dos eventos influenciam a produtividade primária líquida.

Paiva e Fernandes (2015), ao analisarem a produtividade primária por sensoriamento remoto em área do Bioma Mata Atlântica, também observaram queda do sequestro de carbono em função de fatores limitantes, como temperaturas mais baixas e menor precipitação. De forma semelhante, Kho et al. (2013) destacam que florestas tropicais apresentam forte sazonalidade na produtividade, especialmente nos compartimentos subterrâneos, evidenciando a influência da limitação hídrica sobre a dinâmica da vegetação. Westlake (1963) complementa ao indicar que ecossistemas tropicais, embora altamente produtivos, são sensíveis às variações climáticas e às pressões antrópicas, o que pode comprometer sua capacidade de sequestro de carbono.

A influência antrópica nos valores de CO₂FLUX está associada a fatores como a colheita da cana-de-açúcar, que deixa extensas áreas de solo exposto, estando relacionada à redução da atividade fotossintética e, conseqüentemente, da capacidade de sequestro de carbono. Soma-se a isso a ocorrência de incêndios florestais de grandes proporções, como os registrados em 2024 na região nordeste do estado de São Paulo, incluindo Ribeirão Preto, associados ao aumento das emissões de CO₂ e à redução da resiliência da vegetação (Ribeirão Preto, 2025b).

4.3. Correlação entre Temperatura de Superfície (LST) e Índice do Fluxo de CO₂ (CO₂FLUX)

Ao correlacionar visualmente os indicadores de temperatura de superfície e CO₂Flux, foi possível observar uma associação espacial entre a presença de cobertura vegetal e padrões de atenuação térmica, indicando o papel da infraestrutura verde na modulação do balanço energético superfície-atmosfera no contexto urbano. Os dois mapeamentos realizados a partir dos índices de intensidade demonstram essa relação para os períodos chuvoso e de estiagem (Figura 15 e Figura 16).

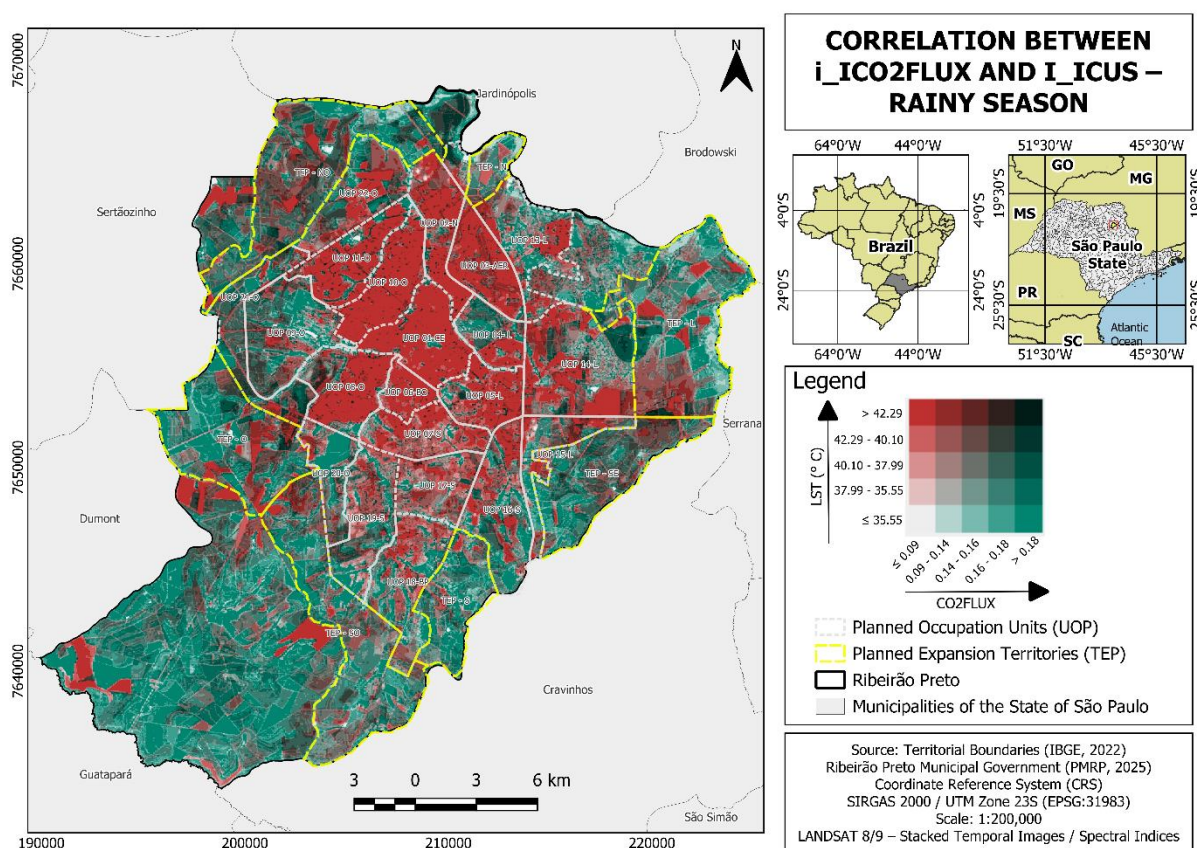


Figura 15. Correlação entre os índices de intensidade de CO₂FLUX e de Ilhas de Calor Urbanas Superficiais no período chuvoso. Fonte: autor, 2026.

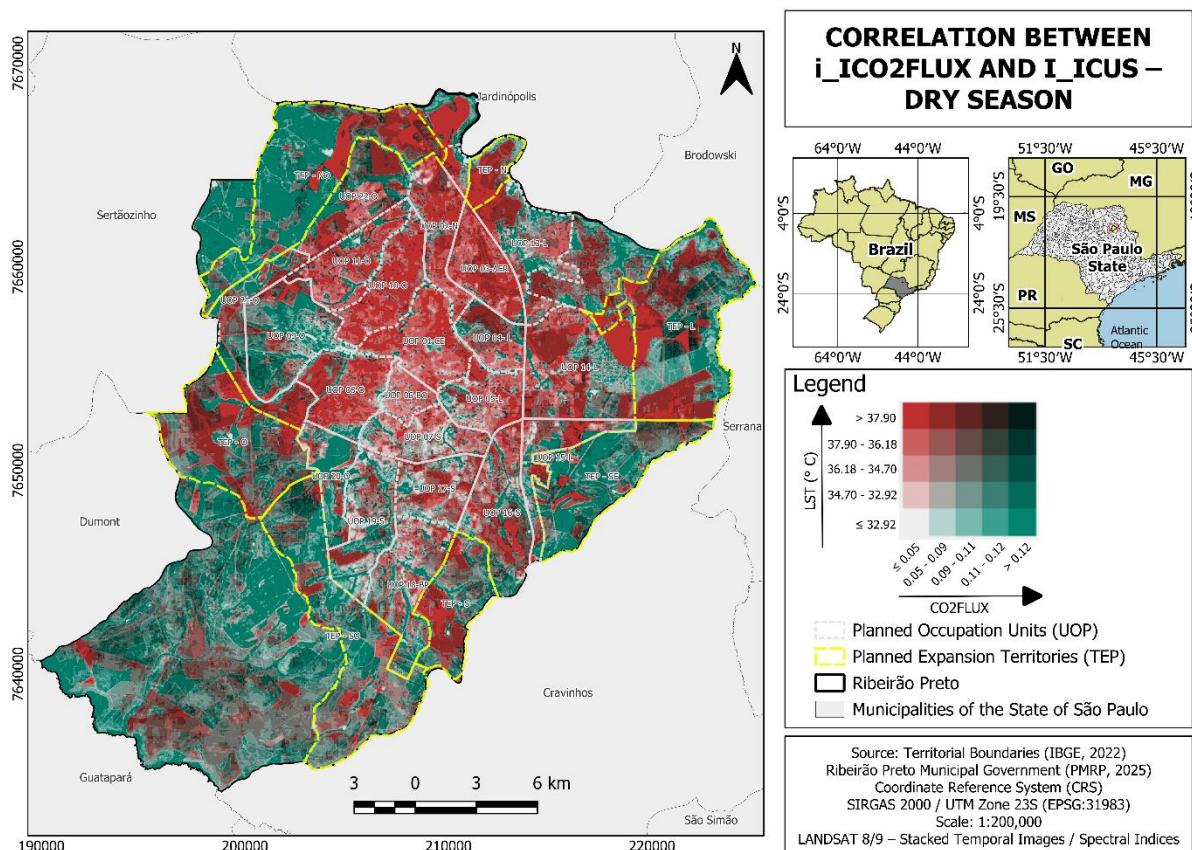


Figura 16. Correlação entre os índices de intensidade de CO2FLUX e de Ilhas de Calor Urbanas Superficiais no período de estiagem. Fonte: autor, 2026.

A atenuação térmica observada está relacionada, sobretudo, aos processos biofísicos associados à vegetação, em especial à evapotranspiração, pela qual parte da energia incidente é dissipada no processo de troca de água entre a vegetação e a atmosfera, reduzindo o aquecimento da superfície e do ar adjacente, em interação com outros fatores físicos do ambiente urbano, como as propriedades térmicas dos materiais, o grau de impermeabilização do solo e a configuração morfológica do espaço construído. Segundo Bolund e Hunhammar (1999), uma única árvore de grande porte pode transpirar centenas de litros de água por dia, removendo uma quantidade significativa de energia térmica e contribuindo para a mitigação relativa das ilhas de calor urbanas, especialmente quando integrado a um tecido urbano que favoreça ventilação e sombreamento.

Com base nos histogramas de resultados para cada uma das variáveis nos dois períodos do ano, verificou-se, visualmente, que elas não possuem distribuição normal, pela presença de caudas longas e/ou picos acentuados (Figura 17).

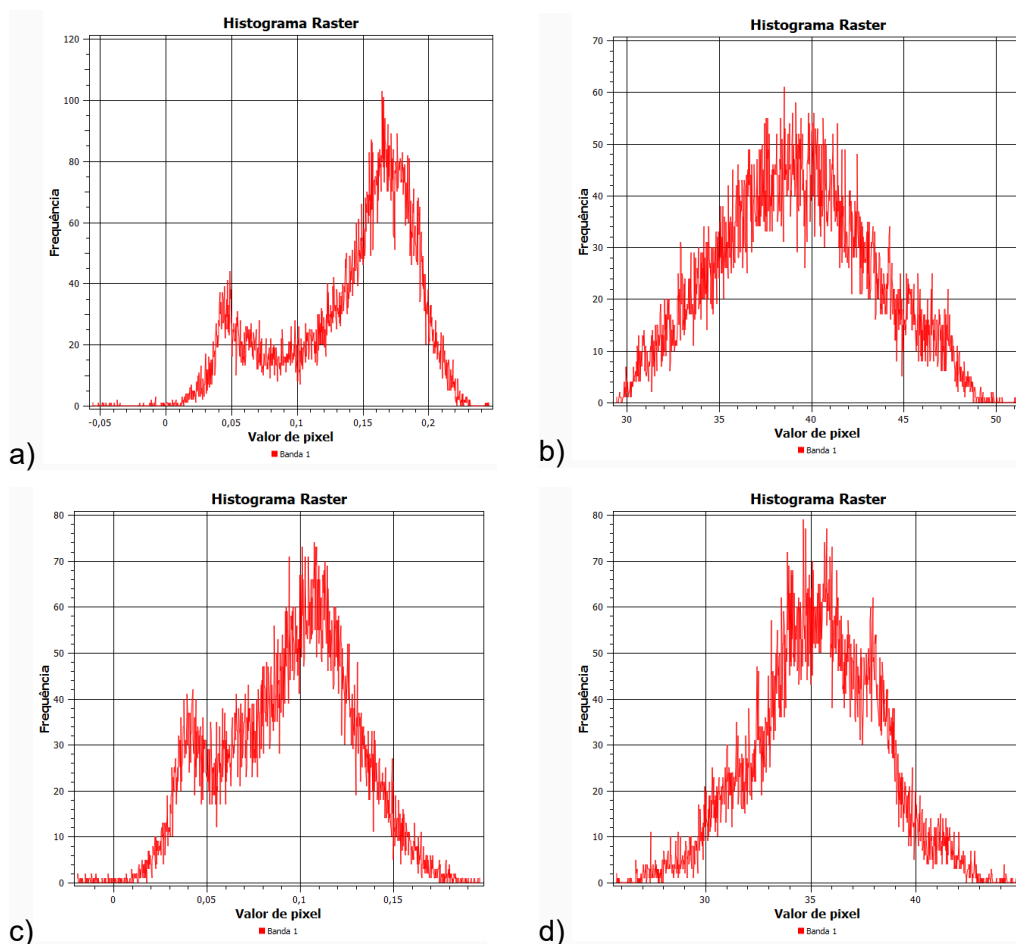


Figura 17. Histogramas das variáveis analisadas: a) CO2FLUX (chuvoso); b) LST (chuvoso); c) CO2FLUX (estiagem), e; d) LST (estiagem). Fonte: Autor, 2026.

Essa observação do comportamento das variáveis foi confirmada pelo teste de Anderson–Darling (Razali; Yap, 2011). Para o período chuvoso, os valores da estatística A foram de 23,930 com $p < 2,2e-16$ para CO2FLUX e 887,73 com $p < 2,2e-16$ para LST, indicando forte evidência contra a hipótese de normalidade. No período de estiagem, o comportamento foi semelhante, com $A = 3624,6$ ($p < 2,2e-16$) para CO2FLUX e $A = 272,79$ ($p < 2,2e-16$) para LST. Esses resultados confirmam que ambas as variáveis apresentam distribuições não normais em todos os cenários analisados.

Diante da rejeição da normalidade, foram utilizados testes estatísticos não paramétricos nas análises subsequentes, garantindo maior robustez nas inferências. A Tabela 6 apresenta o resumo estatístico do teste de Anderson–Darling para os dois períodos.

Tabela 6. Estatísticas do teste Anderson–Darling para os períodos chuvoso e de estiagem.

Período	Variável	A	p-valor	Normalidade
Chuvoso	CO2FLUX	23.930	< 2,2e-16	Não normal
Chuvoso	LST	887,73	< 2,2e-16	Não normal
Estiagem	CO2FLUX	3624,6	< 2,2e-16	Não normal
Estiagem	LST	272,79	< 2,2e-16	Não normal

Considerando a natureza dos dados e a ausência de normalidade identificada previamente, adotou-se o teste de correlação de Spearman para avaliar a intensidade da associação monotônica entre as variáveis Temperatura da Superfície (TS_mean) e Fluxo de CO₂ (CO₂Flux). O coeficiente de Spearman (ρ) variam entre -1 e 1, indicando relações monotônicas fortes quando próximos aos extremos e ausência de associação quando próximos de zero (Sousa, 2019).

No período chuvoso, o coeficiente de Spearman indicou correlação negativa forte entre CO2FLUX e LST ($\rho = -0,76$; $p < 0,0001$), mostrando que valores mais elevados de temperatura estão associados a menores fluxos de CO₂. Esse padrão confirma a relação inversa observada visualmente e é compatível com a literatura que associa áreas mais quentes a menor cobertura ou vigor da vegetação, uma vez que a maior área urbanizada e o solo exposto, cujas propriedades térmicas e baixa capacidade de trocas evaporativas favorecem o aquecimento e a retenção de energia na superfície, além de limitarem os processos de dissipação térmica no ambiente urbano (Wanderley et al., 2019).

Além do efeito estrutural do território, considera-se também o fator ecofisiológico da vegetação. A fotossíntese realizada pelas plantas opera em faixa térmica ótima (25–32 °C), condicionada ao desempenho da Rubisco e ao balanço entre fotossíntese e fotorrespiração. Em condições de temperaturas superficiais e atmosféricas mais elevadas (acima de ~35–38 °C), a assimilação líquida de carbono tende a diminuir, inclusive onde ainda há vegetação de vigor intenso, por limitação enzimática e maior fotorrespiração (Araújo; Deminiciis, 2009; Slot; Rifai; Winter, 2021).

Assim, a correlação negativa entre CO2FLUX e LST reflete a influência da configuração da paisagem sobre o balanço de energia e as respostas ecofisiológicas da vegetação ao calor. Esse padrão deve ser compreendido no contexto térmico urbano multifatorial, resultante da interação entre materialidade das superfícies, impermeabilização do solo, morfologia urbana e cobertura vegetal remanescente (Deilami; Kamruzzaman; Liu, 2018; Gusson, 2020; Patriota et al., 2024).

A Tabela 7 apresenta o resumo do teste de correlação de *Spearman* para o período chuvoso, enquanto a Figura 18 ilustra graficamente essa relação, incluindo a equação da reta ajustada, indicando uma associação inversa entre LST e CO2FLUX.

Tabela 7. Resumo do teste de correlação de *Spearman* para o período chuvoso.

Estatística	CO2FLUX	LST (°C)
<i>Mínimo</i>	-0.0675	28.93
<i>1º Quartil (Q1)</i>	0.1128	36.27
<i>Mediana</i>	0.1562	39.05
<i>Média</i>	0.1407	39.20
<i>3º Quartil (Q3)</i>	0.1773	41.97
<i>Máximo</i>	0.2534	56.54

Variáveis	Coef. de Spearman (ρ)	Valor-p	Equação da Reta
CO2FLUX× LST	-0.759	< 0.0001	$y = -0.0091x + 0.4978$

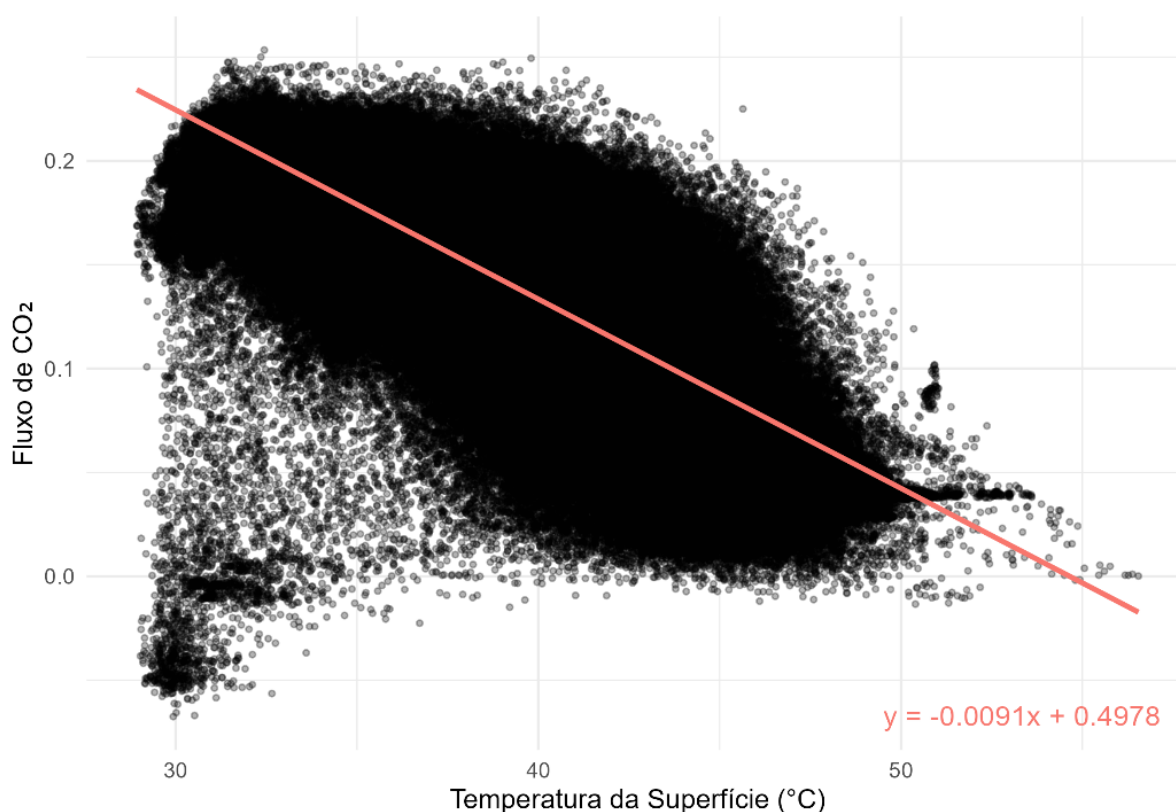


Figura 18. Correlação entre CO₂FLUX e Temperatura de Superfície (° C) no período chuvoso.
Fonte: autor, 2026.

Para o período de estiagem, a tendência negativa também se manteve consistente, apresentando correlação negativa elevada ($\rho = -0.71$; $p < 0,0001$). Assim como no período chuvoso, os resultados indicam que áreas com menores fluxos de CO₂ tendem a registrar temperaturas superficiais mais altas, reforçando a existência dessa relação, independente do período do ano analisado. A Tabela 8 apresenta o resumo do teste de correlação de *Spearman* para este período, enquanto a Figura 19 ilustra graficamente essa relação.

Tabela 8. Resumo do teste de correlação de *Spearman* para o período de estiagem.

Estadística	CO2FLUX	LST (°C)
Mínimo	-0.0308	25.25
1º Quartil (Q1)	0.0677	33.47
Mediana	0.0976	35.45
Média	0.0933	35.38
3º Quartil (Q3)	0.1184	37.45

Máximo

0.2041

47.02

Variáveis	Coef. de Spearman (ρ)	Valor-p	Equação da Reta
CO2FLUX× LST	-0.715	< 0.0001	$y = -0.0079x + 0.3719$

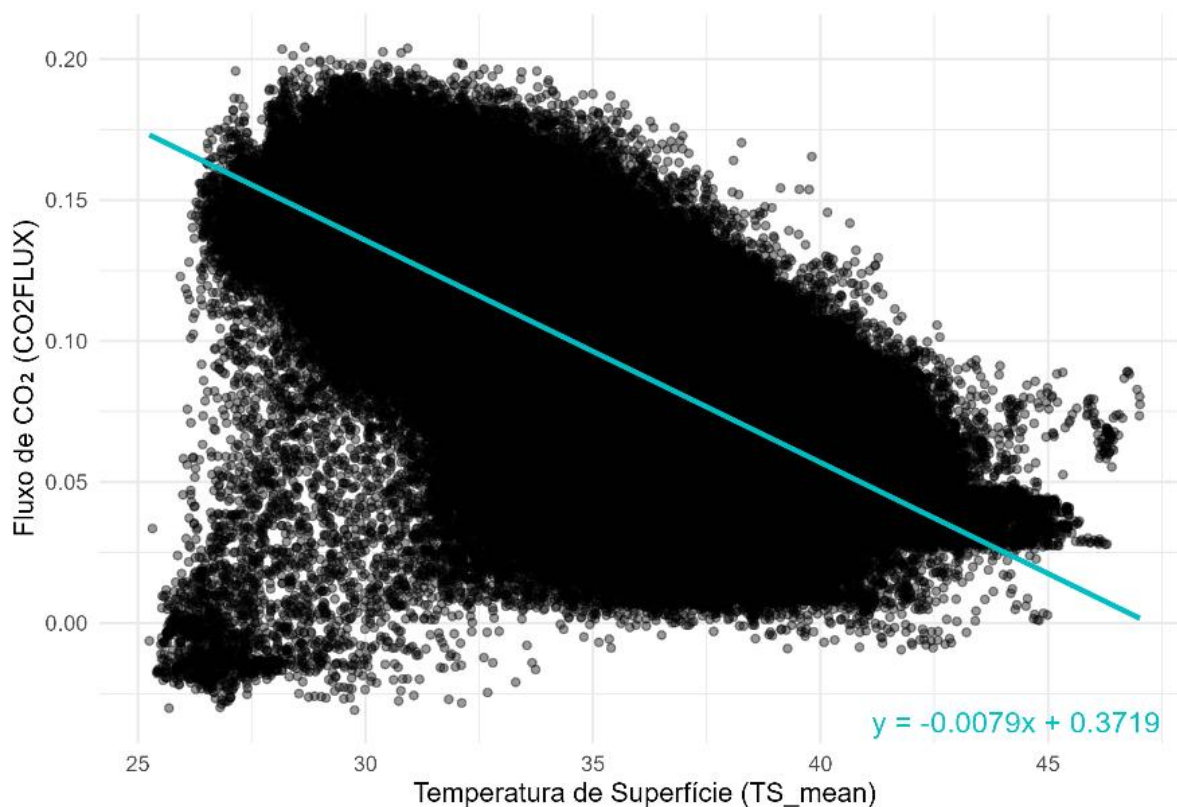


Figura 19. Correlação entre CO2FLUX e Temperatura de Superfície (° C) no período de estiagem. Fonte: autor, 2026.

Em diferentes contextos urbanos, áreas caracterizadas por menores temperaturas de superfície tendem a estar associadas a maior atividade fotossintética e maior capacidade de assimilação de carbono, o que se reflete em fluxos mais elevados de CO₂ em comparação a setores mais quentes e impermeabilizados. Gratani et al. (2016) observaram que a presença de cobertura arbórea contínua é capaz de reduzir a temperatura da superfície em até 6–8%, efeito associado simultaneamente à moderação térmica e ao aumento do sequestro de carbono.

Resultados semelhantes foram reportados por Jo et al. (2019), que identificaram maiores taxas de sequestro de carbono em parques urbanos,

sobretudo em áreas com espécies arbóreas de rápido crescimento, associadas a menores valores de LST. Esses estudos reforçam que a relação inversa observada entre temperatura da superfície e assimilação de carbono emerge da atuação integrada da vegetação no balanço de energia e no balanço de carbono, mediada pelas condições físico-espaciais do ambiente urbano. Esse padrão também foi identificado fora de grandes centros urbanos. Zhang et al. (2020) observaram relação negativa entre temperatura da superfície e fluxos de carbono em bacias hidrográficas na China, indicando que mecanismos biofísicos semelhantes operam em diferentes contextos territoriais.

No Brasil, Nova et al. (2021) destacaram que áreas urbanas mais aquecidas em Recife (PE) apresentam menor cobertura vegetal e menor capacidade de mitigação térmica, corroborando resultados prévios como os de Grover e Singh (2014). Em consonância, Terra Oliveira, Ganem e Baptista (2017) evidenciaram o papel das áreas verdes na atenuação térmica em grandes centros urbanos brasileiros.

Além da extensão da cobertura vegetal, a literatura destaca que a estrutura da vegetação influencia diretamente sua capacidade de prestação de serviços ecossistêmicos. Jo et al. (2019) indicam que formações vegetais mais complexas tendem a apresentar melhor desempenho tanto na regulação térmica quanto no sequestro de carbono, enquanto Vieira et al. (2018) apontam que áreas vegetadas mais diversificadas contribuem de forma mais eficiente para a captura de poluentes e moderação do microclima urbano.

4.3.1. Correlação entre Temperatura de Superfície (LST) e Índice do Fluxo de CO₂ (CO₂FLUX) nas Unidades Territoriais Urbanas

Ao espacializar os dados da correlação entre LST e CO₂FLUX nos perímetros urbano e de expansão urbana do município, foi possível verificar a presença de uma correlação negativa estatisticamente significativa, conforme indicado pelo teste de correlação de *Spearman*.

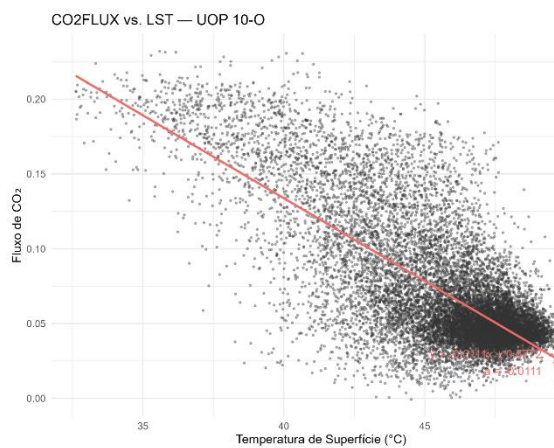
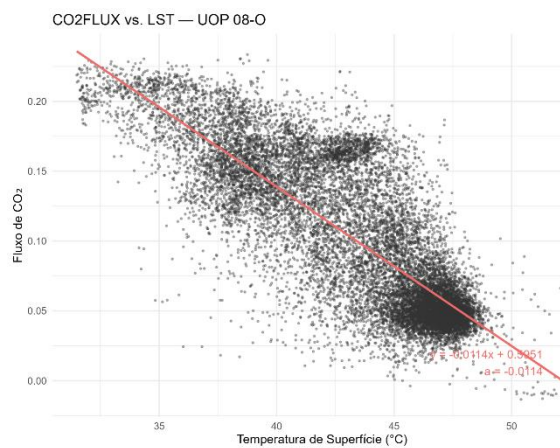
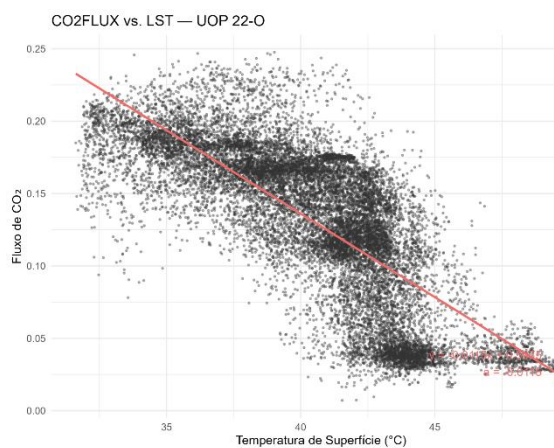
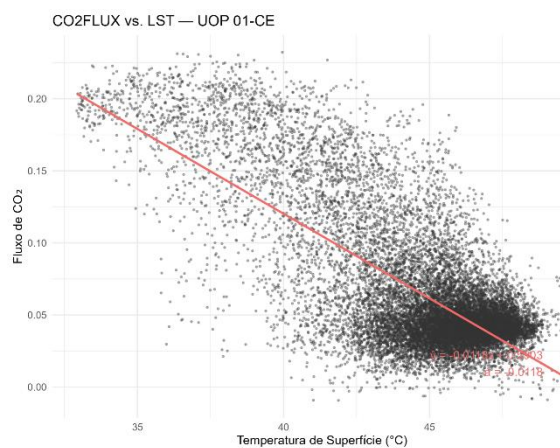
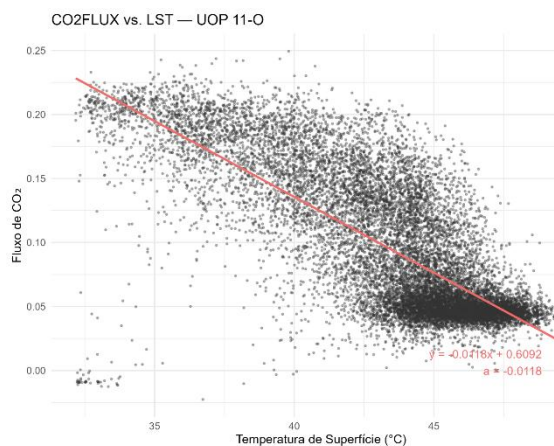
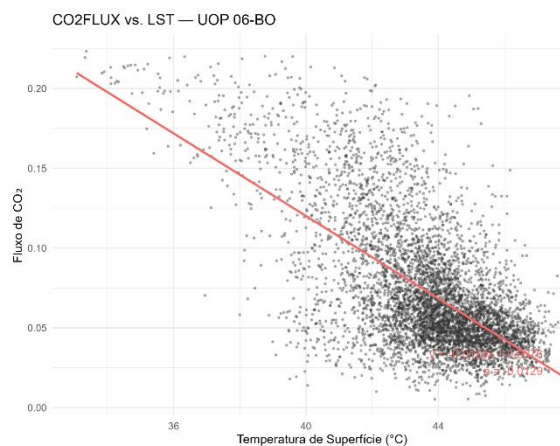
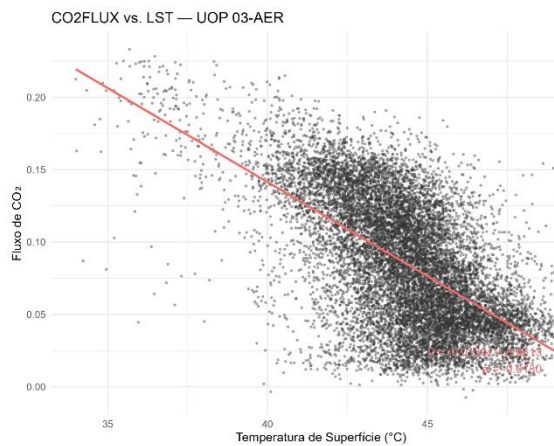
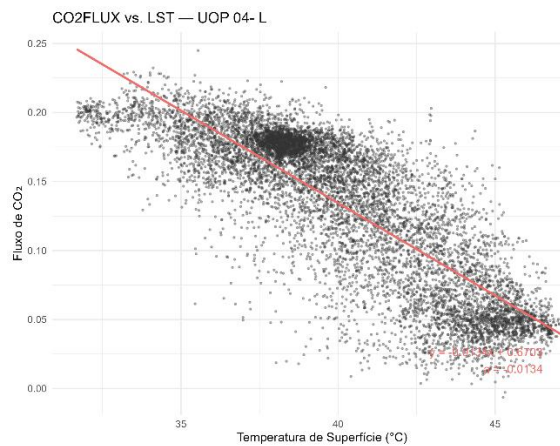
Durante o período chuvoso (Tabela 9) os valores obtidos nesse teste indicam uma associação negativa inversa entre LST e CO₂FLUX. Esse comportamento sugere uma redução relativa do desempenho da vegetação na

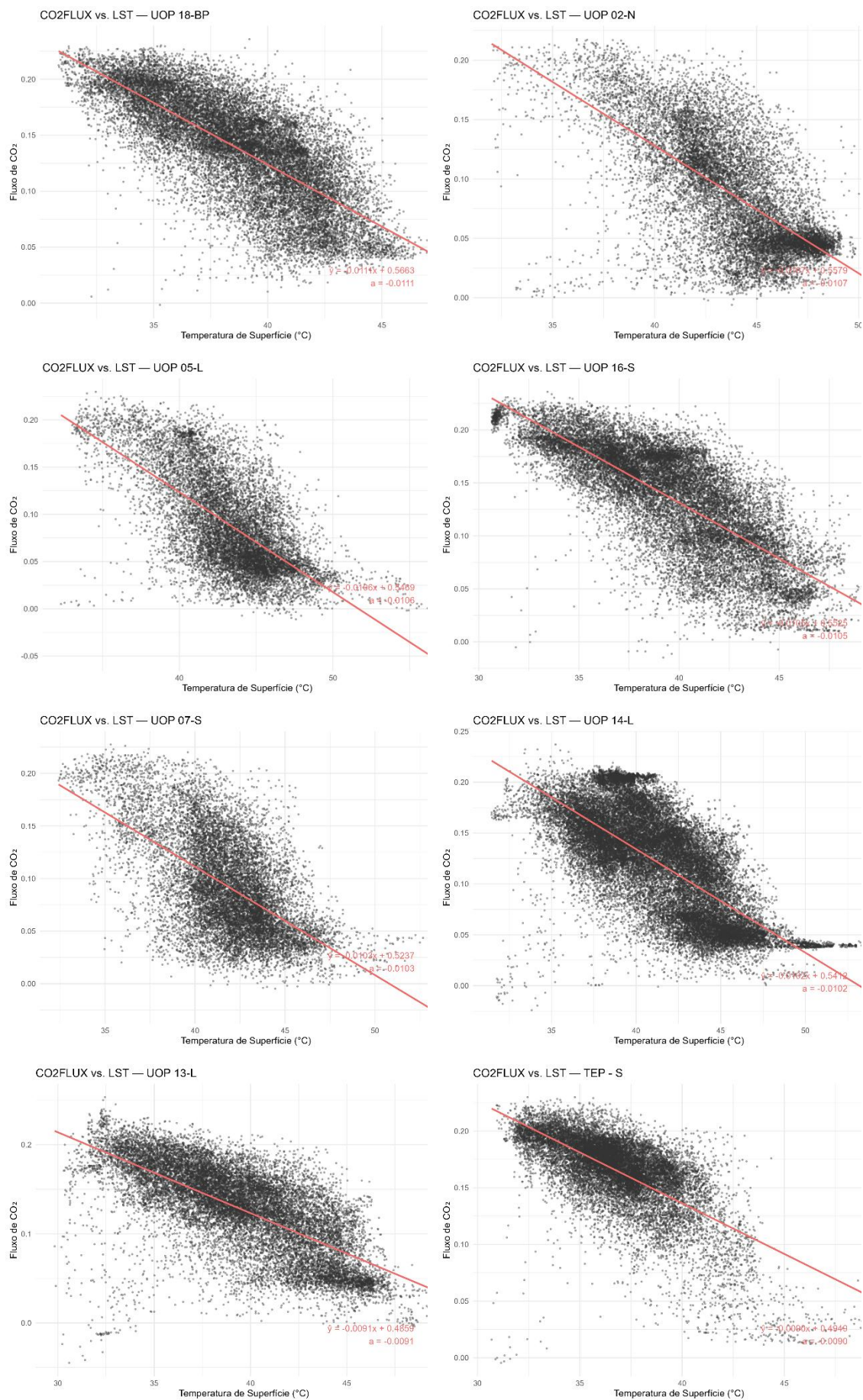
provisão desse serviço ecossistêmico, em resposta às condições térmicas do ambiente urbano, refletida principalmente pelos maiores valores do coeficiente de correlação de Spearman (ρ) e do coeficiente angular (Slope).

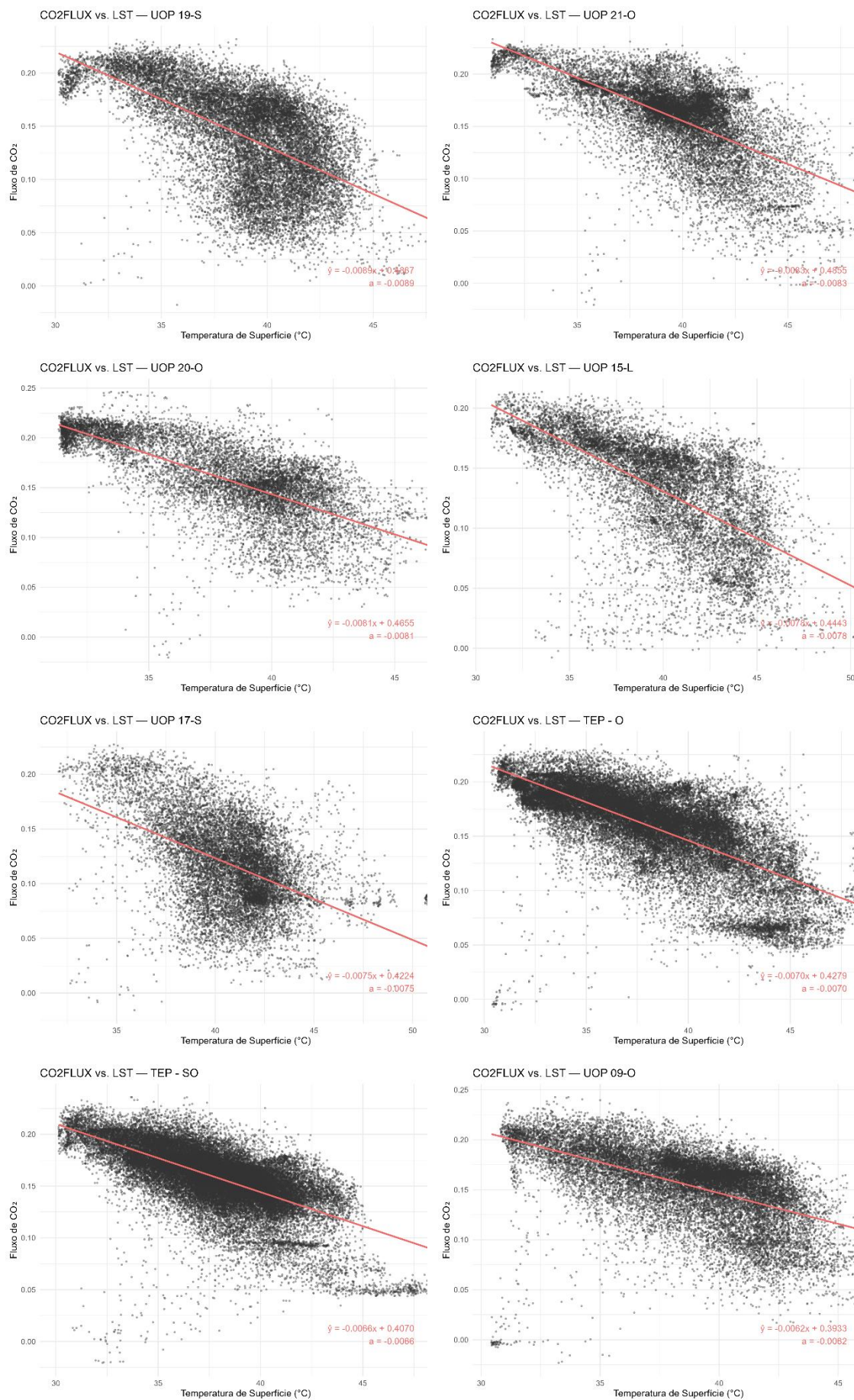
Tabela 9. Correlação de Spearman entre CO2FLUX e LST ($^{\circ}$ C) no período chuvoso nas unidades territoriais da Zona Urbana.

Unidade	N (pixels)	Coef. de Spearman (ρ)	Valor-p (ρ)	Coeficiente Angular (Slope)	IC95% (inferior)	IC95% (superior)	R ² (lm)	$\Delta 5^{\circ}\text{C}$ (perda projetada)
UOP 04- L	9491	-0.824	< 0,001	-0.013398	-0.013580	-0.013215	0.686	-0.066988
UOP 03-AER	13553	-0.579	< 0,001	-0.012996	-0.013285	-0.012708	0.365	-0.064982
UOP 06-BO	5836	-0.543	< 0,001	-0.012936	-0.013331	-0.012542	0.415	-0.064682
UOP 11-O	14885	-0.722	< 0,001	-0.011838	-0.012003	-0.011673	0.571	-0.059191
UOP 01-CE	17313	-0.440	< 0,001	-0.011751	-0.011914	-0.011588	0.535	-0.058754
UOP 22-O	17459	-0.795	< 0,001	-0.011535	-0.011683	-0.011386	0.570	-0.057674
UOP 08-O	16164	-0.792	< 0,001	-0.011405	-0.011528	-0.011282	0.672	-0.057024
UOP 10-O	15783	-0.563	< 0,001	-0.011084	-0.011241	-0.010927	0.548	-0.055422
UOP 18-BP	20415	-0.765	< 0,001	-0.011065	-0.011199	-0.010931	0.562	-0.055325
UOP 02-N	13985	-0.649	< 0,001	-0.010747	-0.010946	-0.010548	0.445	-0.053734
UOP 05-L	12137	-0.633	< 0,001	-0.010585	-0.010800	-0.010371	0.436	-0.052927
UOP 16-S	20941	-0.786	< 0,001	-0.010528	-0.010646	-0.010410	0.593	-0.052641
UOP 07-S	13441	-0.541	< 0,001	-0.010311	-0.010550	-0.010072	0.347	-0.051553
UOP 14-L	31046	-0.710	< 0,001	-0.010176	-0.010290	-0.010061	0.494	-0.050878
UOP 13-L	18315	-0.716	< 0,001	-0.009068	-0.009203	-0.008933	0.486	-0.045340
TEP - S	17898	-0.658	< 0,001	-0.008963	-0.009104	-0.008822	0.466	-0.044815
UOP 19-S	18181	-0.600	< 0,001	-0.008897	-0.009073	-0.008721	0.351	-0.044485
UOP 21-O	16322	-0.640	< 0,001	-0.008256	-0.008403	-0.008108	0.425	-0.041278
UOP 20-O	10550	-0.741	< 0,001	-0.008052	-0.008200	-0.007904	0.518	-0.040260
UOP 15-L	11694	-0.704	< 0,001	-0.007839	-0.008009	-0.007669	0.411	-0.039194
UOP 17-S	13095	-0.439	< 0,001	-0.007477	-0.007711	-0.007243	0.231	-0.037385
TEP - O	35549	-0.736	< 0,001	-0.007046	-0.007117	-0.006975	0.516	-0.035231
TEP - SO	46454	-0.674	< 0,001	-0.006571	-0.006640	-0.006502	0.430	-0.032856
UOP 09-O	21669	-0.623	< 0,001	-0.006163	-0.006287	-0.006038	0.302	-0.030814
TEP - L	47564	-0.605	< 0,001	-0.005674	-0.005736	-0.005612	0.402	-0.028370
TEP - SE	29218	-0.635	< 0,001	-0.005319	-0.005403	-0.005235	0.345	-0.026596
TEP - NO	44510	-0.575	< 0,001	-0.005109	-0.005184	-0.005034	0.287	-0.025545
TEP - N	6495	-0.470	< 0,001	-0.004971	-0.005242	-0.004700	0.166	-0.024856
UOP 12-N	2468	-0.283	< 0,001	-0.002820	-0.003337	-0.002304	0.044485	-0.014102

Para cada uma das UOPs e TEPs, foi gerado o gráfico da dispersão, conforme apresentado na figura a seguir. Os gráficos apresentam, além do valor do estatístico de correlação, as respectivas equações da reta e os coeficientes angulares (Figura 20).







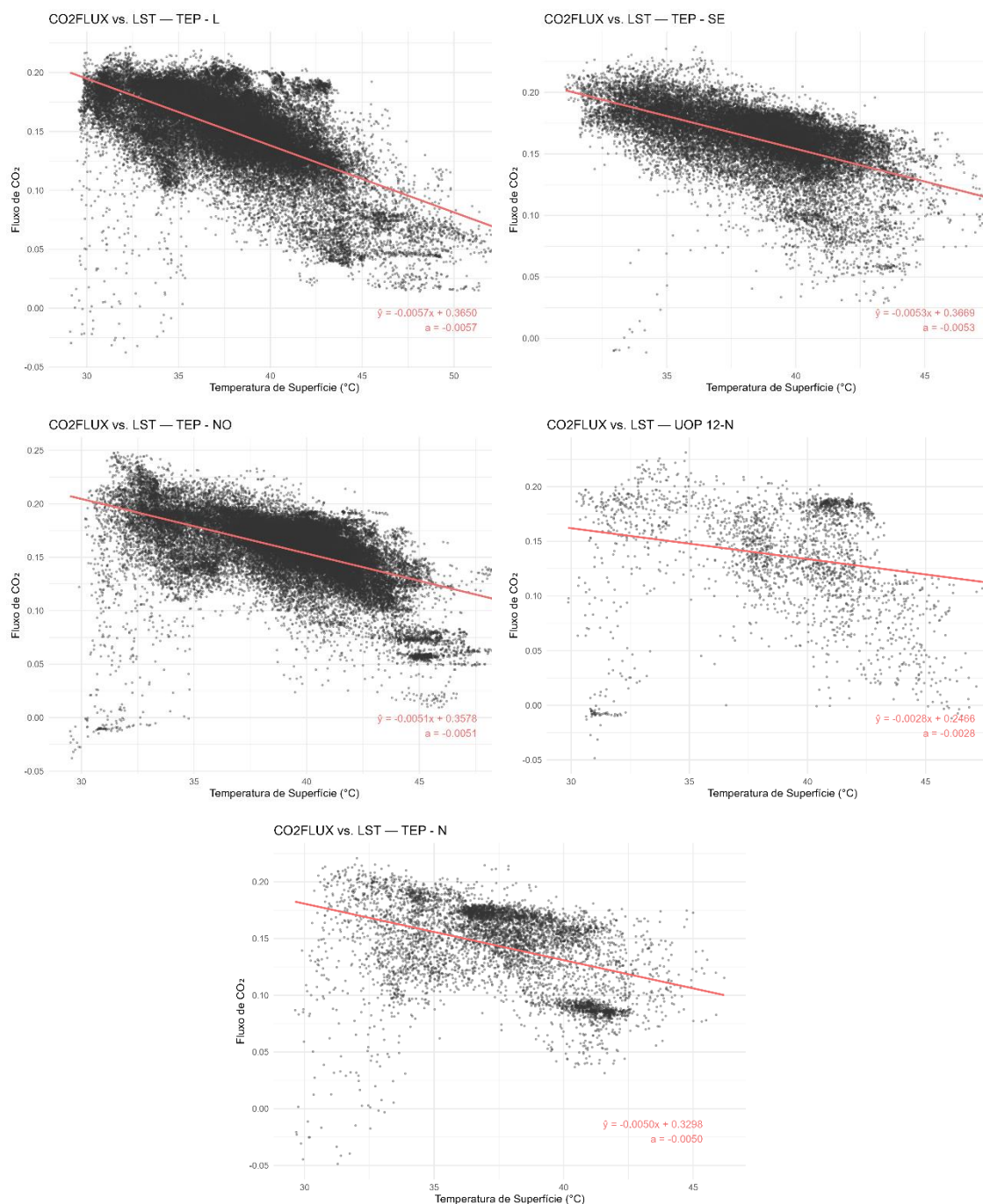


Figura 20. Gráficos de dispersão do teste de correlação de Spearman entre LST e CO2FLUX nas UOPs e TEPs do município, durante o período chuvoso. Fonte: Autor, 2026.

O coeficiente angular (slope) da reta ajustada entre LST e CO2FLUX foi adotado como indicador sintético da sensibilidade térmica dos serviços ecossistêmicos regulatórios, representando o potencial de sequestro de carbono, bem como a densidade da vegetação em cada unidade territorial. Esse parâmetro quantifica a taxa de perda do CO2FLUX para cada aumento de 1 °C

LST. Desse modo, quanto menor o coeficiente angular (mais negativo) e quanto mais forte a correlação negativa (ρ), menor o CO₂FLUX observado, refletindo em menor eficiência da vegetação e menor capacidade de sequestro de carbono sob aquecimento.

Os menores coeficientes angulares foram observados nas UOPs 4-L, 03-AER, 06-BO, 11-O e 01-CE, que também apresentaram coeficientes de correlação de Spearman elevados e estatisticamente significativos (ρ entre $-0,440$ e $-0,824$; $p < 0,001$), expressando uma correlação negativa consistente entre LST e CO₂FLUX. Essas unidades caracterizam-se por elevada heterogeneidade espacial, combinando áreas com presença significativa de vegetação e setores com temperaturas superficiais mais elevadas. Tais padrões estão associados, sobretudo, a distintos arranjos de uso e ocupação do solo.

Entre as UOPs, destacam-se ainda as UOPs 09-O, 17-S, 15-L e 20-O, que também apresentaram coeficientes de correlação de Spearman elevados (ρ entre $-0,623$ e $-0,741$; $p < 0,001$), porém associados a coeficientes angulares de menor magnitude em comparação às UOPs anteriormente citadas. Esses resultados indicam que, embora a correlação negativa permaneça estatisticamente robusta, a intensidade da variação de CO₂FLUX em resposta às variações de LST é mais moderada nessas unidades.

Em contraste, a UOP 12-N apresentou simultaneamente o menor valor de Spearman ($\rho = -0,283$) e o menor coeficiente angular ($-0,00282$), caracterizando a relação mais fraca entre LST e CO₂FLUX entre as unidades analisadas, compatível com a menor variabilidade térmica e ambiental observada nesse setor.

Os TEPs, por sua vez, apresentaram coeficientes angulares de menor magnitude em relação às UOPs centrais, associados a contextos de menor grau de urbanização e maior continuidade espacial dos usos do solo. Embora mantenham correlações estatisticamente significativas, os valores observados indicam relações menos intensas entre temperatura de superfície e fluxo de carbono quando comparados às unidades urbanas mais heterogêneas.

A partir dessa métrica, representada pelo coeficiente angular (slope) e pelo coeficiente de correlação de *Spearman* (ρ) da relação entre LST e CO₂FLUX, foi possível comparar a manutenção dos serviços ecossistêmicos regulatórios entre as unidades territoriais, conforme evidenciado nos resultados

apresentados (Figura 21). O mapeamento apresentado na Figura 22 apresenta a distribuição dos coeficientes angulares demonstrando a provisão espacialmente diferente entre os espaços territoriais analisados.

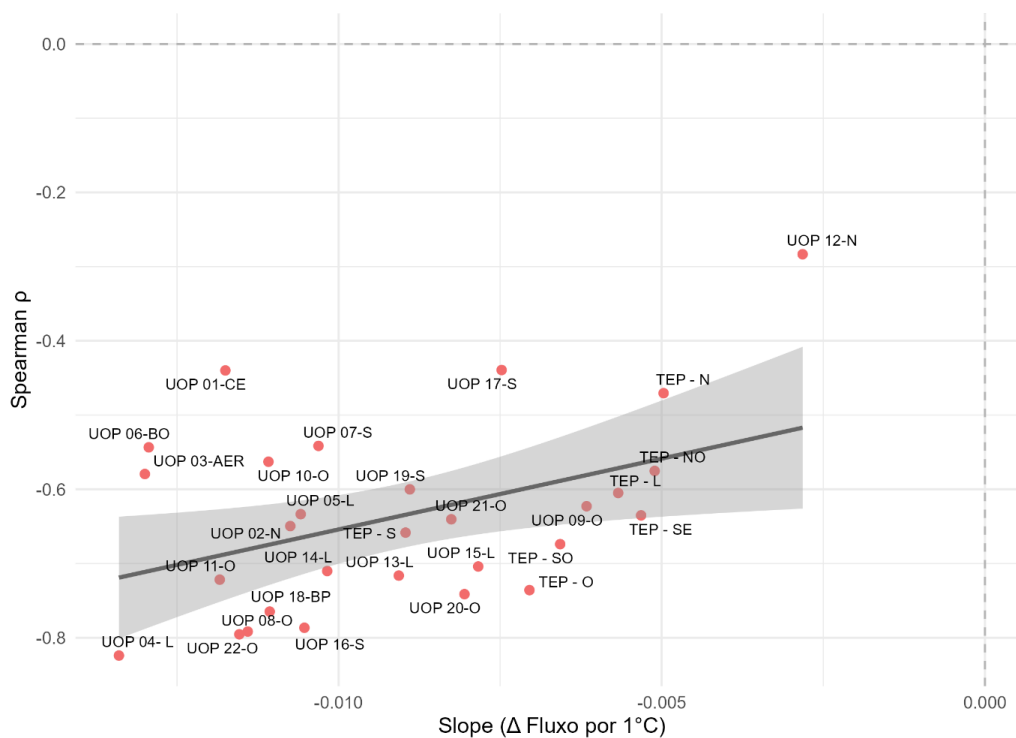


Figura 21. Correlação de Spearman (ρ) versus coeficiente angular (slope) por unidade territorial, com linha de tendência linear e intervalo de confiança (IC), durante o período chuvoso. Fonte: Autor, 2026.

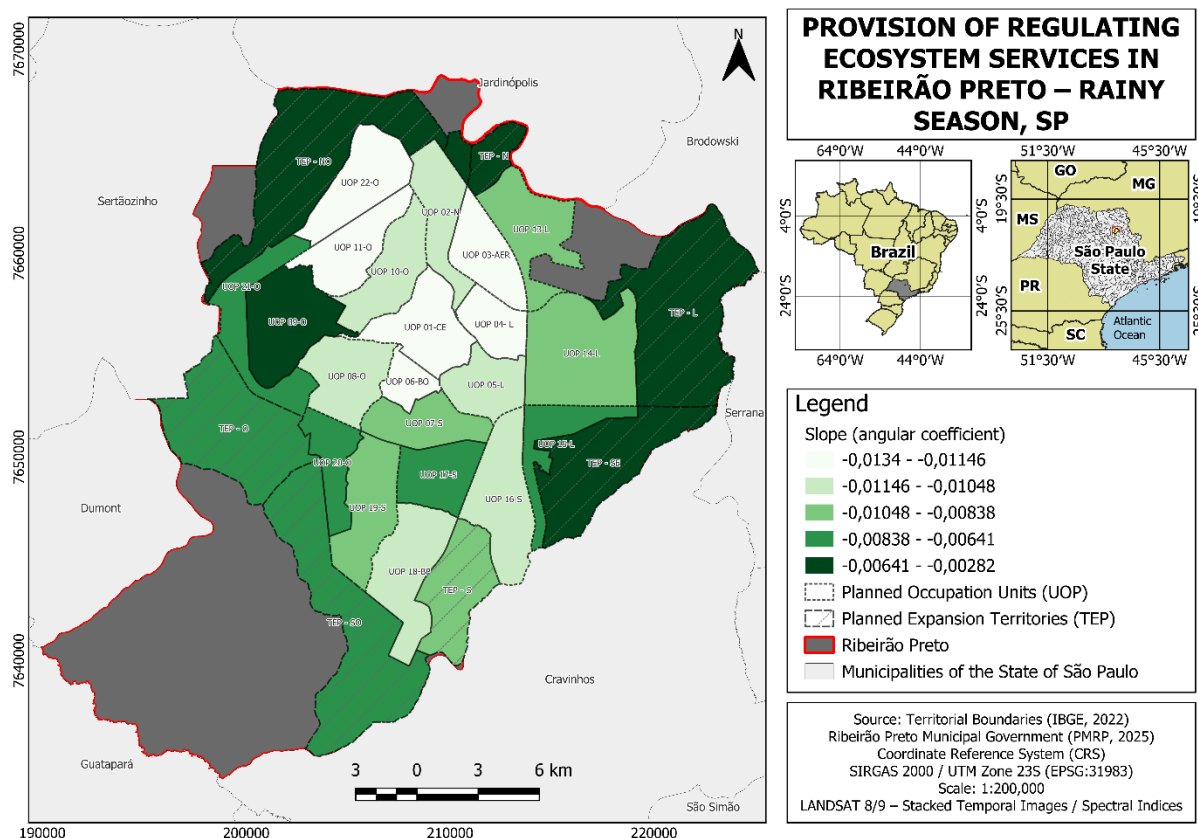


Figura 22. Provisão dos serviços ecossistêmicos regulatórios em Ribeirão Preto durante o período chuvoso, SP. Fonte: Autor, 2026.

Já em relação ao período de estiagem, foi observada correlação negativa estatisticamente significativa em 28 das unidades territoriais avaliadas, enquanto a UOP 03-AER foi a única que apresentou uma correlação positiva não significativa ($p=0.11$). Desse modo, foi possível verificar que durante esse período do ano a relação entre LST e CO₂FLUX também se mantém no contexto da zona urbana de Ribeirão Preto. A Tabela 10 apresenta os resultados que foram gerados a partir do teste de correlação.

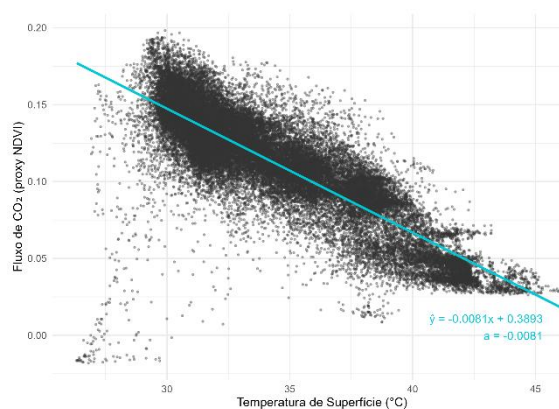
Tabela 10. Correlação de Spearman entre CO₂FLUX e LST (° C) no período de estiagem nas unidades territoriais da Zona Urbana.

Unidade	N (pixels)	Coef. de Spearman (ρ)	Valor-p (ρ)	Coef. Angular (Slope)	IC95% (inferior)	IC95% (superior)	R ² (lm)	Δ5°C (perda projetada)
TEP - NO	44514	-0.8246	< 0,001	-0.0081	-0.0081	-0.0080	0.711	-0.0403
TEP - N	6495	-0.8125	< 0,001	-0.0046	-0.0047	-0.0046	0.569	-0.0232
UOP 20-O	10550	-0.7979	< 0,001	-0.0098	-0.0100	-0.0097	0.614	-0.0492
UOP 21-O	16322	-0.7927	< 0,001	-0.0083	-0.0084	-0.0082	0.611	-0.0413
TEP - S	17898	-0.7808	< 0,001	-0.0092	-0.0093	-0.0091	0.590	-0.0461
TEP - O	35550	-0.7570	< 0,001	-0.0076	-0.0077	-0.0076	0.536	-0.0382

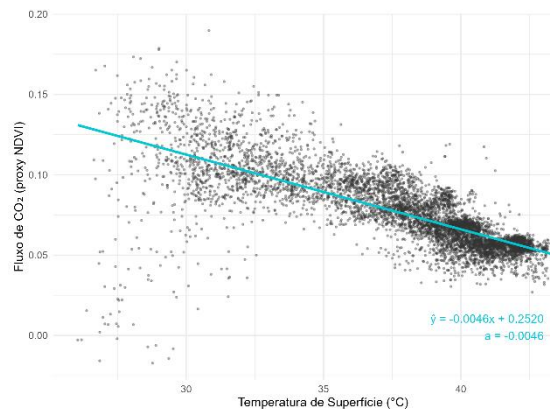
TEP - L	47564	-0.7431	< 0,001	-0.0054	-0.0054	-0.0053	0.535	-0.0269
TEP - SE	29218	-0.7272	< 0,001	-0.0078	-0.0079	-0.0078	0.520	-0.0392
UOP 22-O	17459	-0.6333	< 0,001	-0.0084	-0.0085	-0.0082	0.396	-0.0419
TEP - SO	46454	-0.6246	< 0,001	-0.0077	-0.0078	-0.0076	0.409	-0.0384
UOP 15-L	11705	-0.6197	< 0,001	-0.0069	-0.0070	-0.0067	0.346	-0.0343
UOP 13-L	18315	-0.6076	< 0,001	-0.0066	-0.0067	-0.0064	0.347	-0.0328
UOP 12-N	2471	-0.6016	< 0,001	-0.0046	-0.0049	-0.0043	0.261	-0.0231
UOP 14-L	31046	-0.5992	< 0,001	-0.0060	-0.0061	-0.0059	0.357	-0.0299
UOP 09-O	21672	-0.5843	< 0,001	-0.0063	-0.0064	-0.0062	0.320	-0.0316
UOP 18-BP	20417	-0.5802	< 0,001	-0.0098	-0.0099	-0.0096	0.379	-0.0488
UOP 16-S	20936	-0.5784	< 0,001	-0.0088	-0.0089	-0.0086	0.351	-0.0438
UOP 08-O	16169	-0.5472	< 0,001	-0.0105	-0.0106	-0.0103	0.538	-0.0523
UOP 11-O	14892	-0.4950	< 0,001	-0.0114	-0.0116	-0.0112	0.373	-0.0570
UOP 19-S	18185	-0.4582	< 0,001	-0.0065	-0.0067	-0.0063	0.221	-0.0324
UOP 05-L	12139	-0.4424	< 0,001	-0.0075	-0.0077	-0.0072	0.244	-0.0374
UOP 10-O	15788	-0.4388	< 0,001	-0.0118	-0.0120	-0.0116	0.417	-0.0590
UOP 17-S	13095	-0.4012	< 0,001	-0.0052	-0.0054	-0.0050	0.219	-0.0261
UOP 06-BO	5839	-0.3936	< 0,001	-0.0098	-0.0102	-0.0093	0.223	-0.0488
UOP 04-L	9491	-0.3737	< 0,001	-0.0057	-0.0060	-0.0054	0.157	-0.0285
UOP 01-CE	17318	-0.3287	< 0,001	-0.0107	-0.0109	-0.0105	0.353	-0.0534
UOP 07-S	13446	-0.2918	< 0,001	-0.0065	-0.0068	-0.0062	0.133	-0.0326
UOP 02-N	14011	-0.2290	< 0,001	-0.0059	-0.0061	-0.0056	0.120	-0.0293
UOP 03-	13560	0.0136	0,113	-0.0017	-0.0020	-0.0015	0.011	-0.0087
AER								

Foram gerados também os gráficos de dispersão para cada uma das UOPs e TEPs no período de estiagem. A análise visual desses gráficos presentes na Figura 23 permitiu confirmar a natureza linear da relação inversa observada nos testes estatísticos.

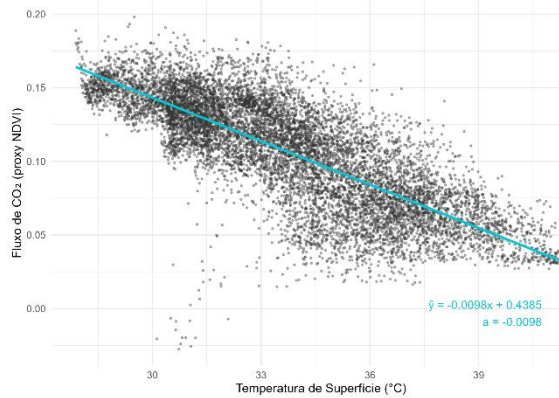
CO2FLUX vs. LST – TEP-NO (Estiagem)



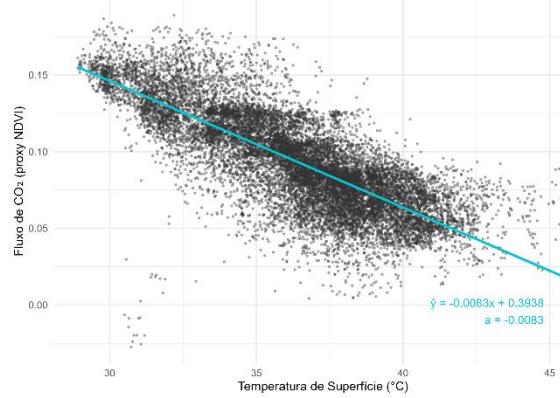
CO2FLUX vs. LST – TEP-N (Estiagem)



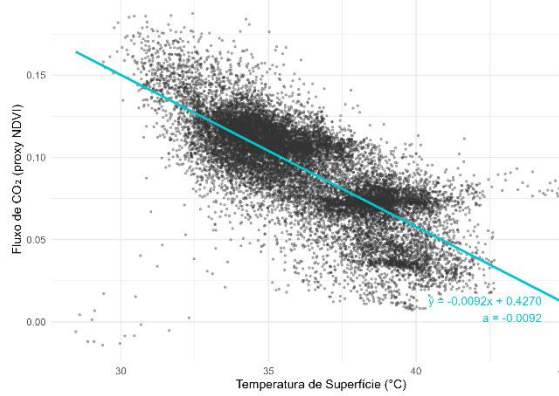
CO2FLUX vs. LST — UOP 20-O (Estiagem)



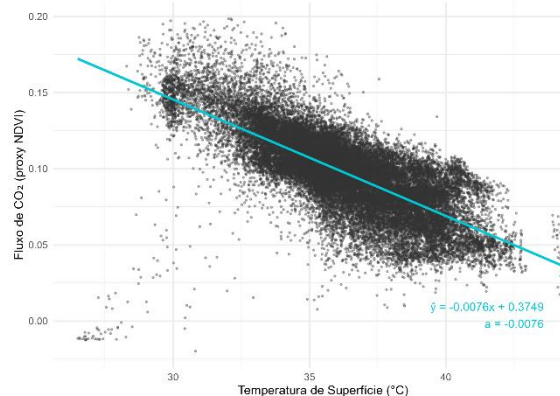
CO2FLUX vs. LST – UOP 21-O (Estiagem)



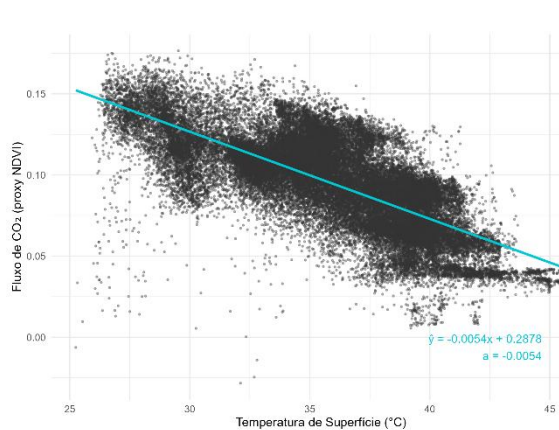
CO2FLUX vs. LST – TEP-S (Estiagem)



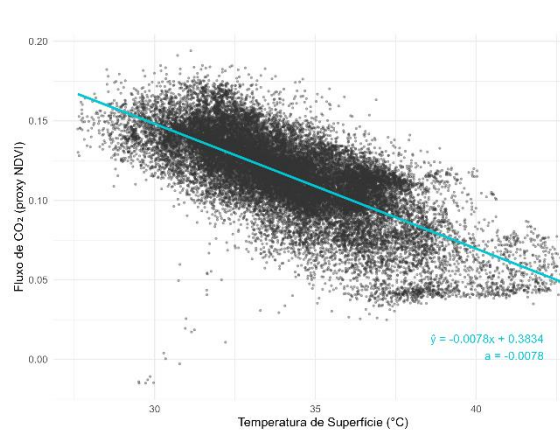
CO2FLUX vs. LST – TEP-O (Estiagem)



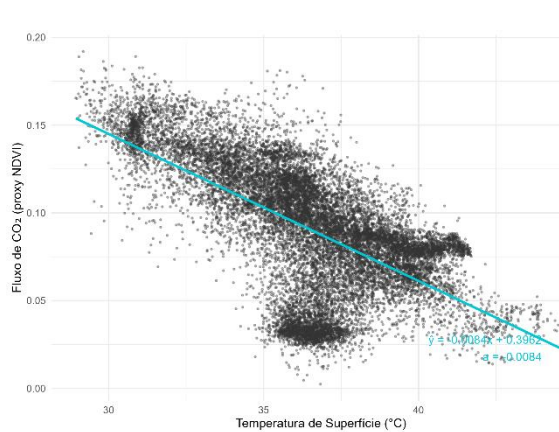
CO2FLUX vs. LST – TEP – L (Estiagem)



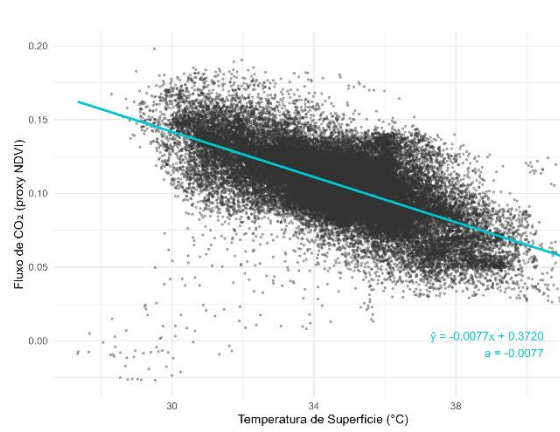
CO2FLUX vs. LST – TEP-SE (Estiagem)



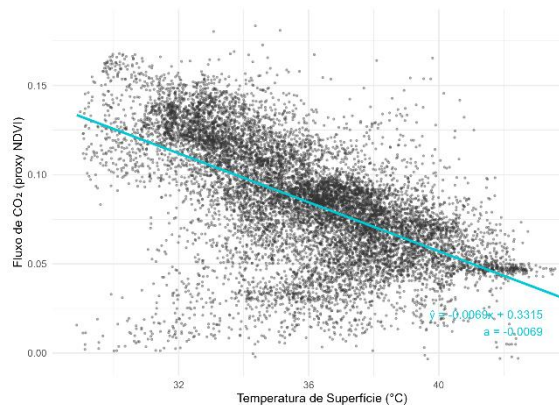
CO2FLUX vs. LST – UOP 22-O (Estiagem)



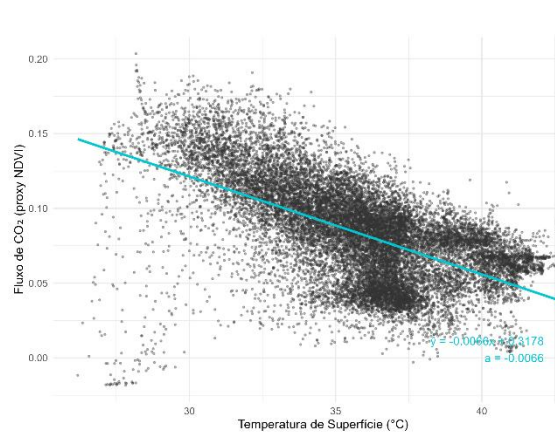
CO2FLUX vs. LST – TEP-SO (Estiagem)



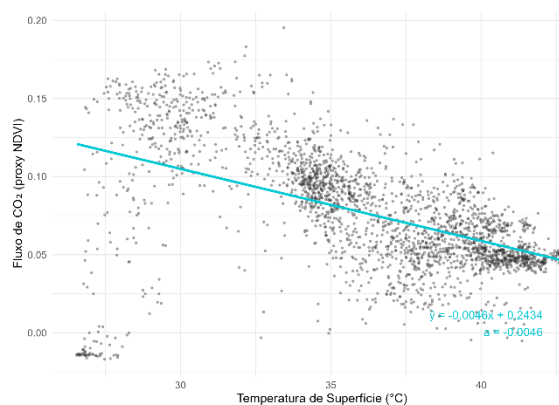
CO2FLUX vs. LST – UOP 15-L (Estiagem)



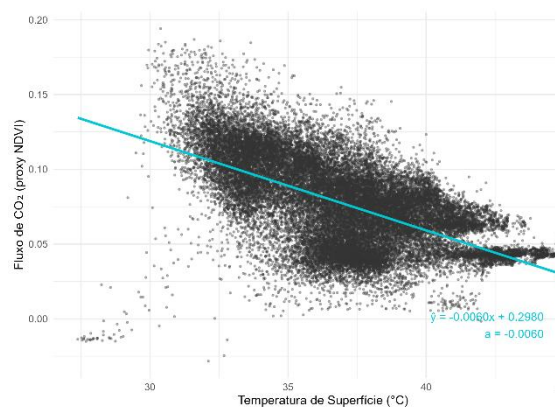
CO2FLUX vs. LST – UOP 13-L (Estiagem)



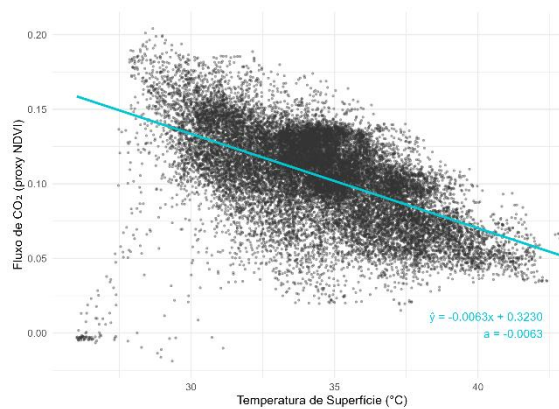
CO2FLUX vs. LST – UOP 12-N (Estiagem)



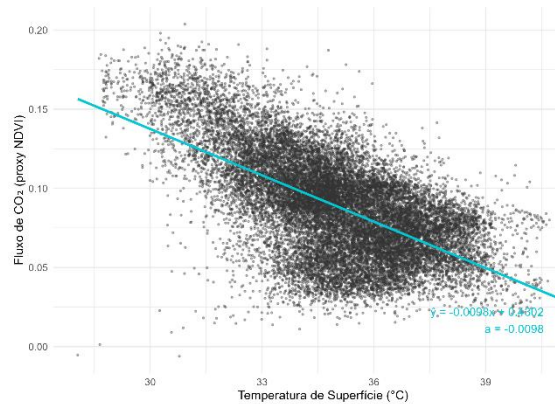
CO2FLUX vs. LST – UOP 14-L (Estiagem)



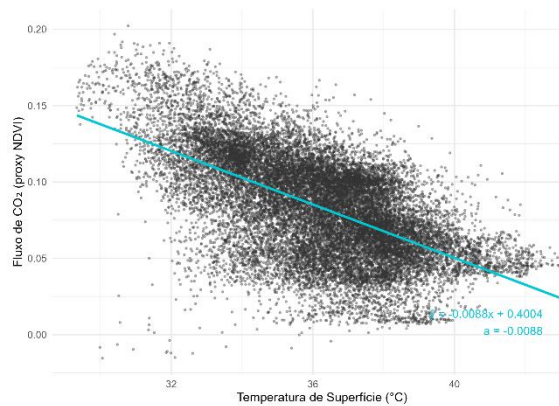
CO2FLUX vs. LST – UOP 09-O (Estiagem)



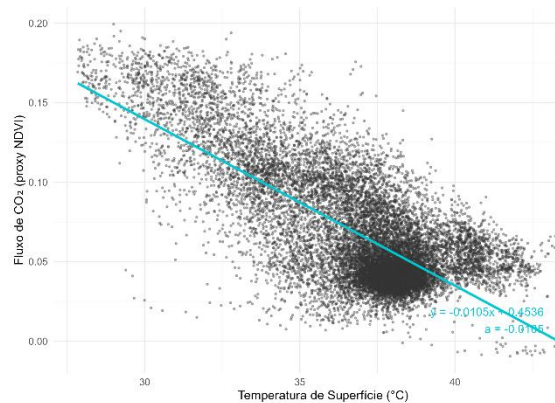
CO2FLUX vs. LST – UOP 18-BP (Estiagem)



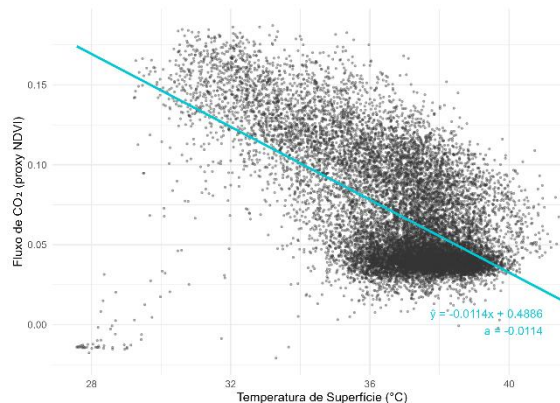
CO2FLUX vs. LST – UOP 16-S (Estiagem)



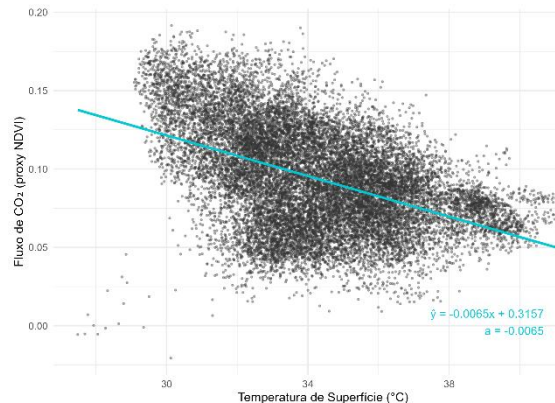
CO2FLUX vs. LST – UOP 08-O (Estiagem)



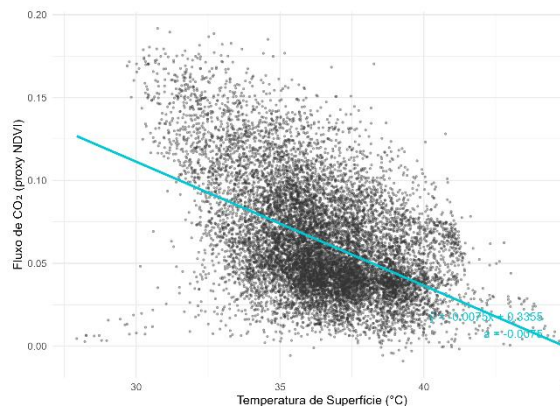
CO2FLUX vs. LST – UOP 11-O (Estiagem)



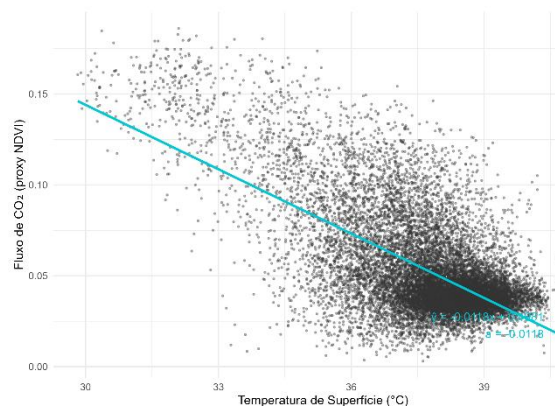
CO2FLUX vs. LST – UOP 19-S (Estiagem)



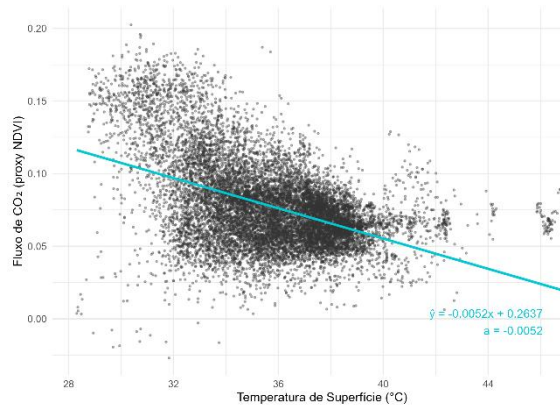
CO2FLUX vs. LST – UOP 05-L (Estiagem)



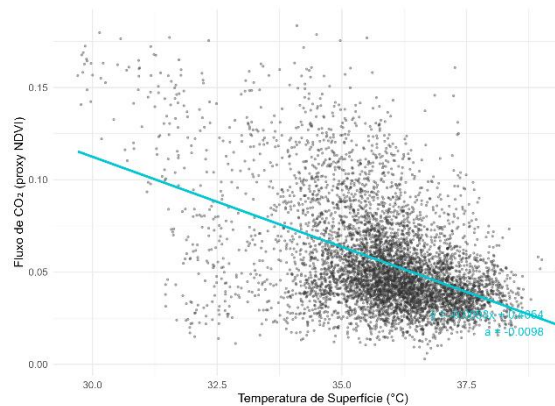
CO2FLUX vs. LST – UOP 10-O (Estiagem)



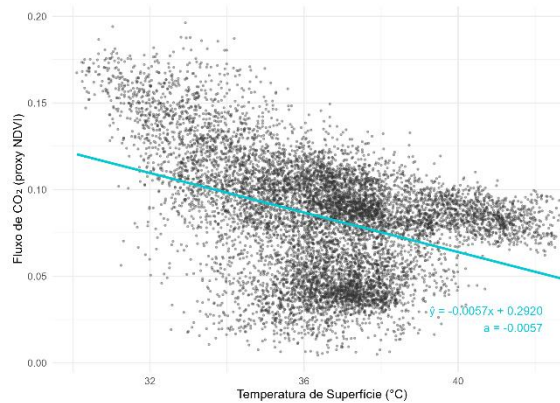
CO2FLUX vs. LST – UOP 17-O (Estiagem)



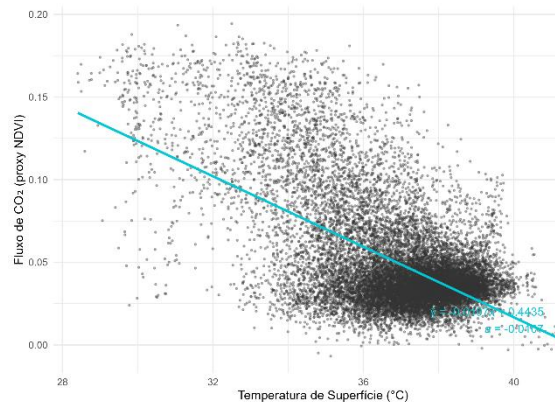
CO2FLUX vs. LST – UOP 06-BO (Estiagem)



CO2FLUX vs. LST – UOP 04-L (Estiagem)



CO2FLUX vs. LST – UOP 01-CE (Estiagem)



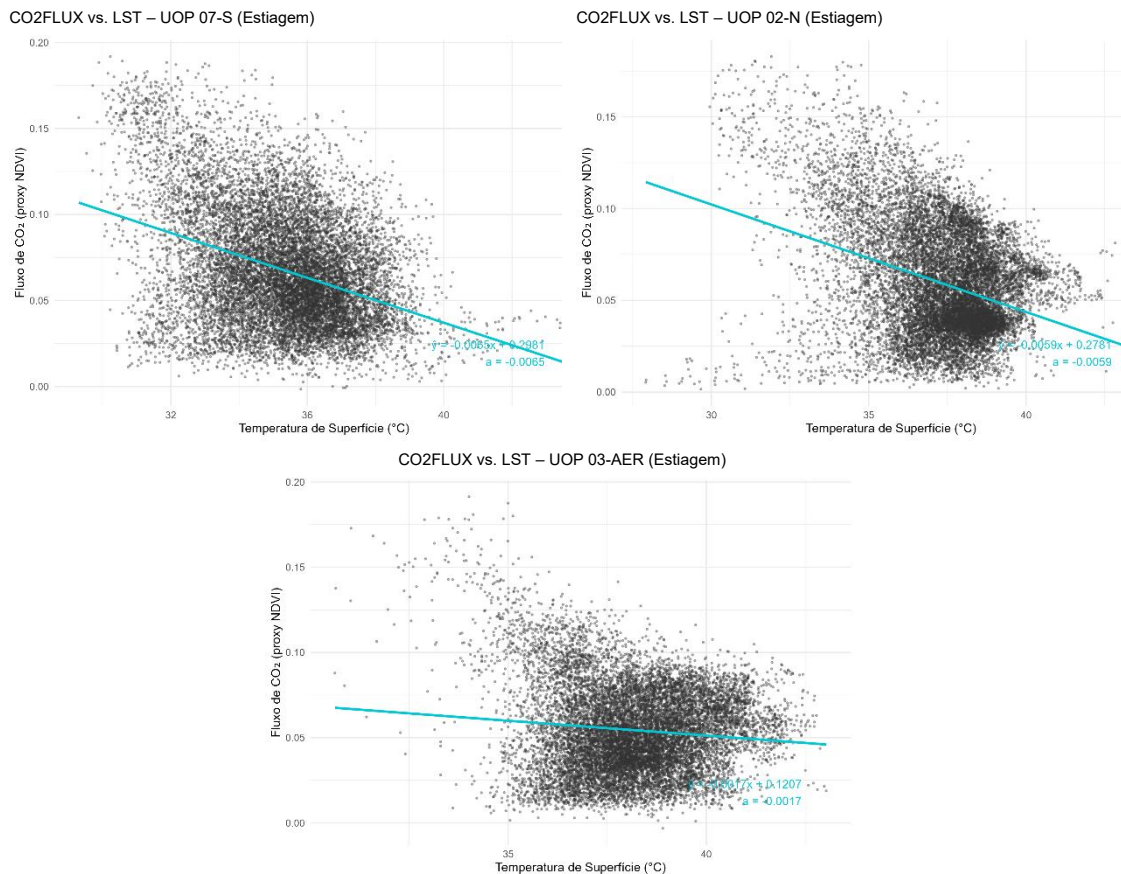


Figura 23. Gráficos de dispersão do teste de correlação de Spearman entre LST e CO₂FLUX nas UOPs e TEPs do município, durante o período de estiagem. Fonte: Autor, 2026.

A partir da análise dos resultados, verificou-se que, durante o período de estiagem, ocorre maior heterogeneidade espacial das correlações entre LST e CO₂FLUX, expressa tanto pela variação mais ampla dos coeficientes angulares quanto pela redução da consistência estatística das relações em algumas unidades territoriais (Figura 24 e Figura 25). Embora parte dos setores mantenha correlações negativas fortes e estatisticamente significativas, observa-se maior dispersão dos valores de ρ e do coeficiente angular quando comparada ao período chuvoso.

Esse comportamento está associado às condições sazonais de restrição hídrica, que afetam o funcionamento ecofisiológico da vegetação, refletindo-se na redução da atividade fotossintética e, em determinados contextos, na perda foliar de algumas espécies. Tais respostas vegetais contribuem para modificar a relação entre temperatura de superfície e fluxo de carbono, sobretudo em áreas onde a cobertura vegetal já é fragmentada ou descontínua.

Adicionalmente, o período de colheita da cana-de-açúcar intensifica a exposição do solo, principalmente nas áreas de expansão urbana, ampliando a resposta térmica da superfície e a variabilidade dos valores de LST. Nesse contexto, ainda que as temperaturas médias sejam inferiores às observadas no período chuvoso, verifica-se retração relativa do serviço ecossistêmico de regulação térmica associado à vegetação durante a estiagem, evidenciada pela maior instabilidade das relações entre LST e CO2FLUX.

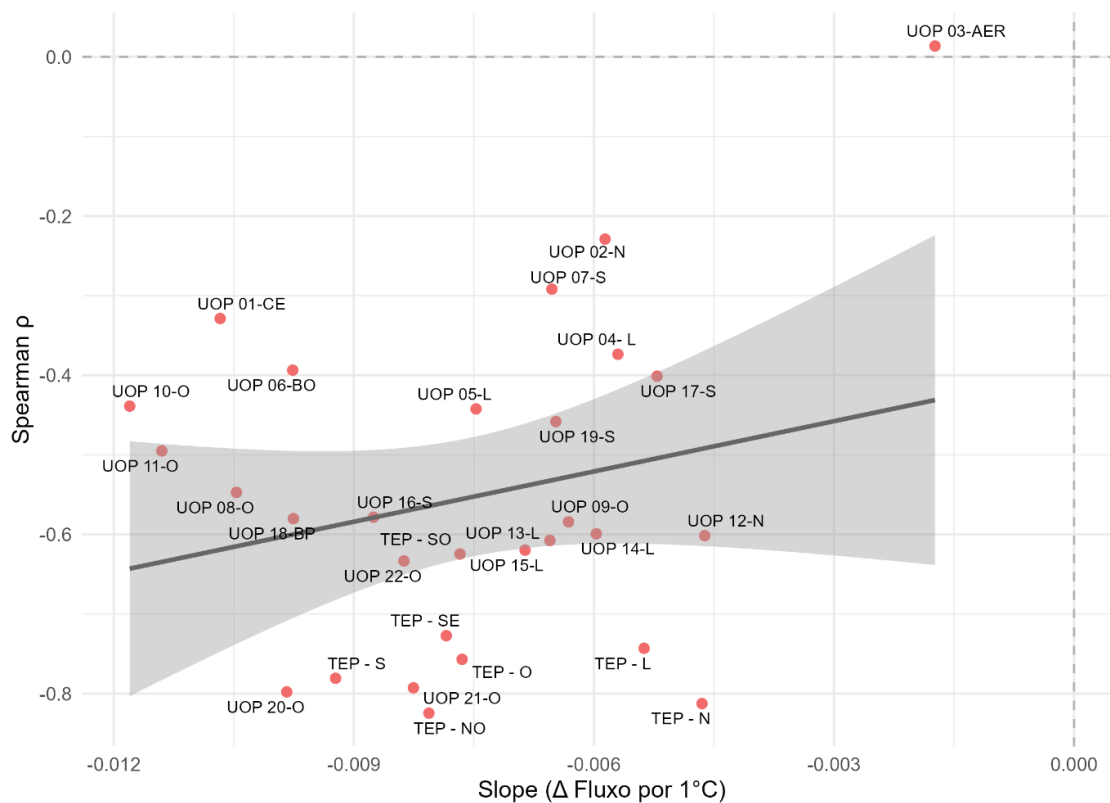


Figura 24. Correlação de Spearman (ρ) versus coeficiente angular (slope) por unidade territorial, com linha de tendência linear e intervalo de confiança (IC), durante o período de estiagem. Fonte: Autor, 2026.

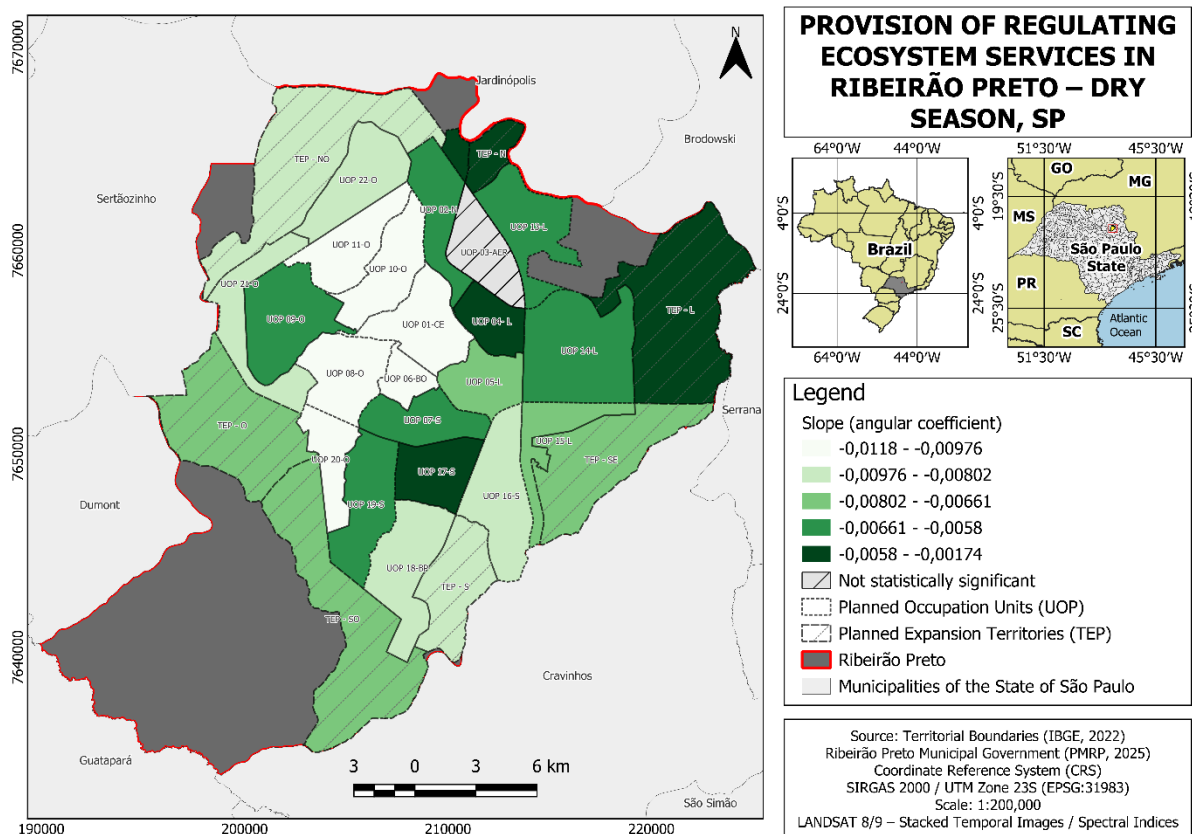


Figura 25. Provisão dos serviços ecossistêmicos regulatórios em Ribeirão Preto durante o período de estiagem, SP. Fonte: Autor, 2026.

Entre os TEPs, os coeficientes angulares mais negativos concentraram-se nos TEPs S, NO, SE, SO e O, indicando uma relação mais intensa entre LST e CO₂FLUX durante o período de estiagem. Em contraste, os coeficientes menos negativos foram registrados nos TEPs N e L, associados a menor variação do CO₂FLUX em relação ao aumento da temperatura da superfície, o que indica maior estabilidade funcional do serviço ecossistêmico nesses setores.

Essa condição pode estar associada à presença de áreas úmidas florestadas e não florestadas localizadas às margens do Rio Pardo, Ribeirão do Tamanduá e do Córrego Espriado (Figura 26), ambientes onde o vigor da vegetação tende a se manter relativamente mais elevado mesmo em condições de restrição hídrica sazonal. Além disso, a presença de formações vegetais adaptadas a condições de estresse hídrico (TEP-L), típicas do cerrado, também pode contribuir para respostas mais estáveis do fluxo de carbono diante das variações térmicas e de umidade observadas no período seco.

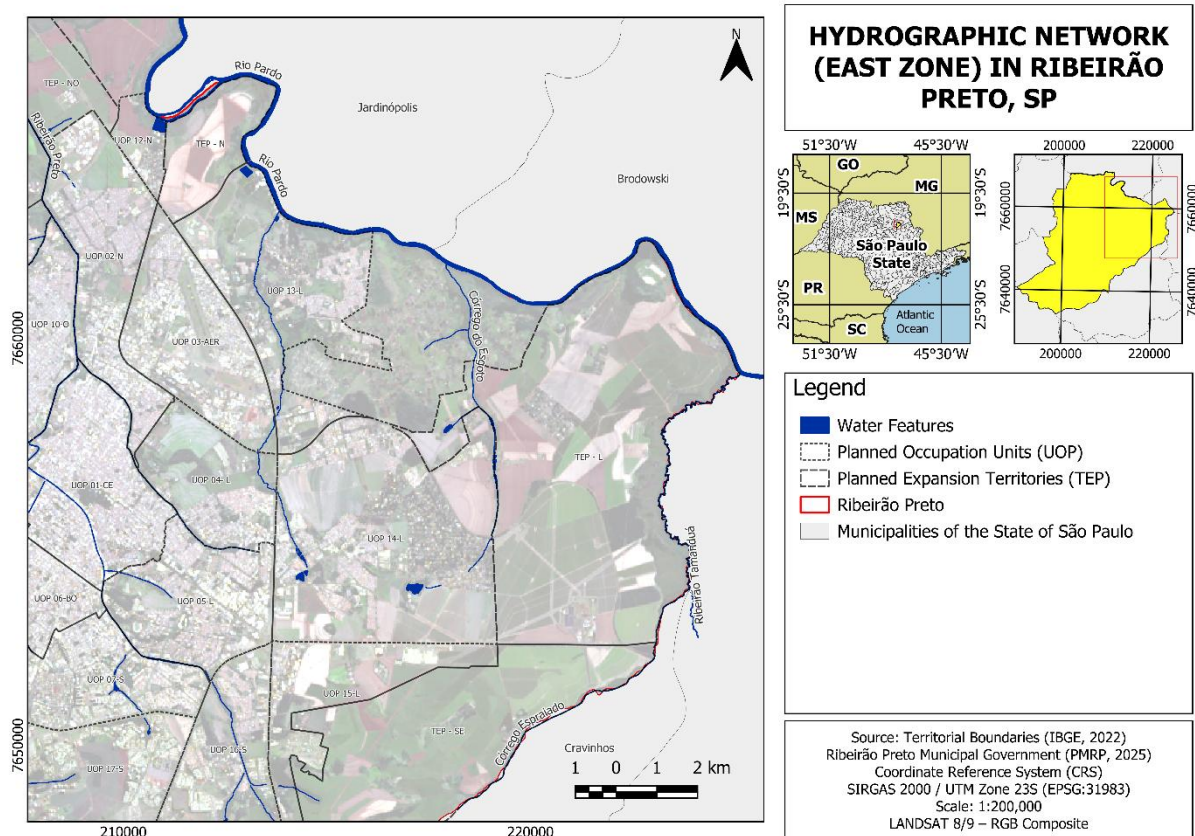


Figura 26. Hidrografia da região leste de Ribeirão Preto, com destaque para o Córrego Espreado e o Ribeirão Tamanduá, localizados nos limites do município com Cravinhos e Serrana, a leste, e para o Rio Pardo, que delimita a porção norte junto aos municípios de Brodowski e Jardinópolis. Fonte: Autor, 2026.

Nas UOPs, os coeficientes angulares menores durante a estiagem concentraram-se, sobretudo, nas UOPs 10-O, 11-O, 01-CE e 08-O. Destaca-se que a UOP 20 abriga um dos maiores remanescentes de vegetação natural do município, a Estação Ecológica de Ribeirão Preto, caracterizada por um fragmento de mata semidecidual. Ainda assim, os coeficientes observados nesse período evidenciam uma diminuição relativa na intensidade da relação entre LST e CO₂FLUX em comparação ao período chuvoso, revelando que mesmo áreas com elevada integridade vegetal podem apresentar limitações funcionais sob condições de restrição hídrica sazonal.

A análise integrada dos períodos chuvoso e de estiagem evidencia que os serviços ecossistêmicos de regulação térmica e de sequestro de carbono apresentam forte variabilidade espacial, não se distribuindo de forma homogênea no território. As diferenças observadas na relação entre LST e CO₂FLUX indicam que a resposta desses serviços é condicionada tanto pela

sazonalidade climática quanto pelas características territoriais, resultando em padrões contrastantes entre UOPs e TEPs, em consonância com os achados de Shinzato (2018), que ressalta que a eficiência da vegetação na modulação térmica depende das interações solo–vegetação–atmosfera, as quais se alteram significativamente sob condições de restrição hídrica.

Esses padrões possuem implicações relevantes para o planejamento urbano, ao indicar que a provisão dos serviços ecossistêmicos regulatórios responde de forma diferenciada às condições de uso e cobertura da terra. As UOPs 04-L, 03-AER, 06-BO, 01-CE e 11-O correspondem a setores nos quais predomina a infraestrutura cinza, e onde a vegetação remanescente se apresenta mais limitada ou sob maior estresse funcional em termos de regulação térmica e sequestro de carbono. Em relação aos TEPs, destaca-se a importância do planejamento ambiental desde fases iniciais de ocupação, considerando que a redução da cobertura vegetal, o aumento da impermeabilização do solo e a fragmentação dos espaços verdes estão associados ao aquecimento da superfície e à diminuição da capacidade regulatória do sistema urbano (Muñoz, 2019).

Contudo, mesmo nessas unidades de planejamento, observam-se diferenças internas relevantes, que não se explicam apenas por fatores ambientais, mas também por aspectos territoriais e socioeconômicos que influenciam a dinâmica de provisão dos serviços ecossistêmicos.

4.4. Indicadores de Vulnerabilidade Socioespacial

A partir dos métodos descritos, procedeu-se à espacialização dos indicadores de vulnerabilidade no município de Ribeirão Preto. As figuras a seguir apresentam parte dos mapeamentos realizados, contemplando a distribuição espacial da população negra, da renda relativa do responsável pelo domicílio, das moradias sem esgotamento sanitário, média de moradores por domicílio e da proporção de mulheres responsáveis pelo domicílio que não sabiam ler e escrever (Figura 27Figura 28Figura 29Figura 30).

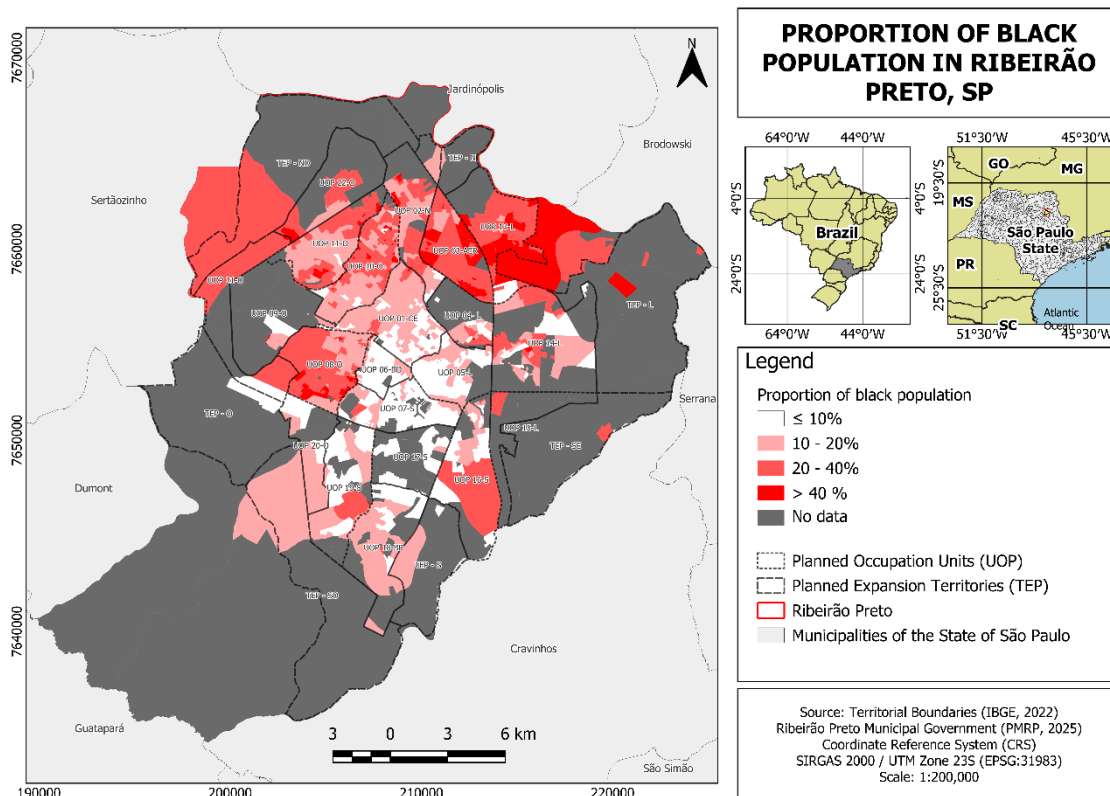


Figura 27. Distribuição espacial da proporção de população negra por setor censitário de Ribeirão Preto, SP. Fonte: autor, 2026.

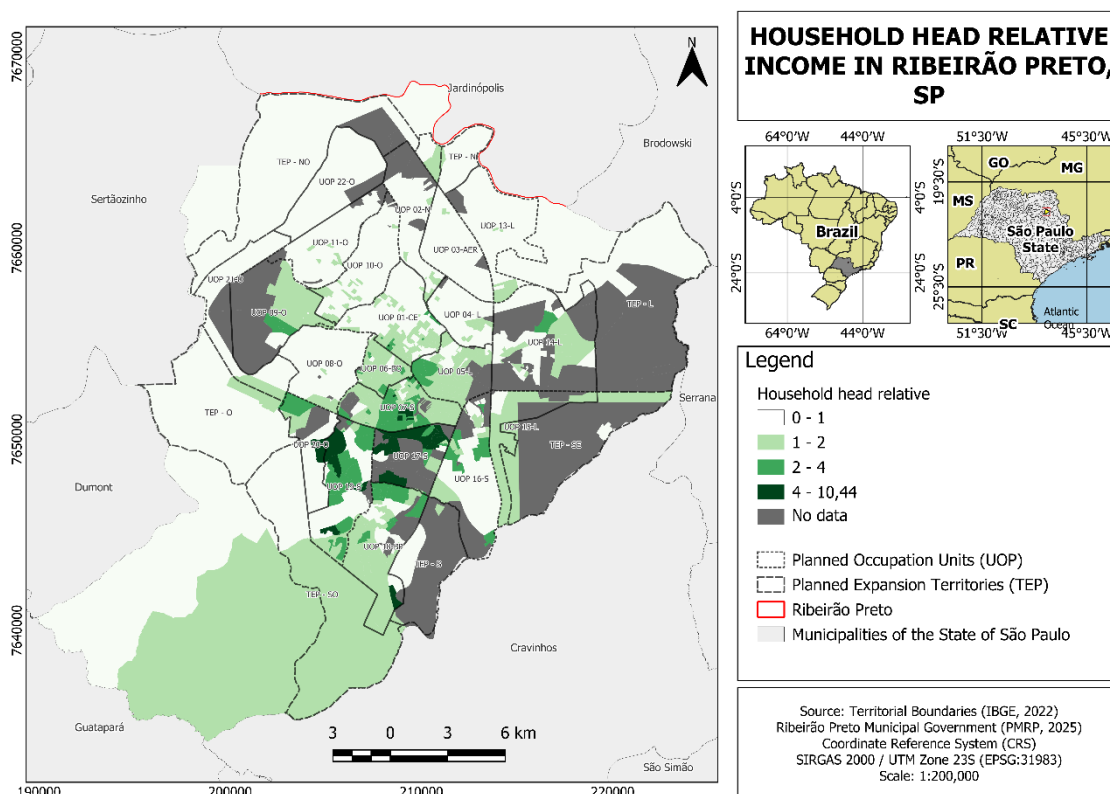


Figura 28. Distribuição espacial da renda relativa do responsável pelo domicílio em relação à média municipal, por setor censitário de Ribeirão Preto, SP. Fonte: autor, 2026.

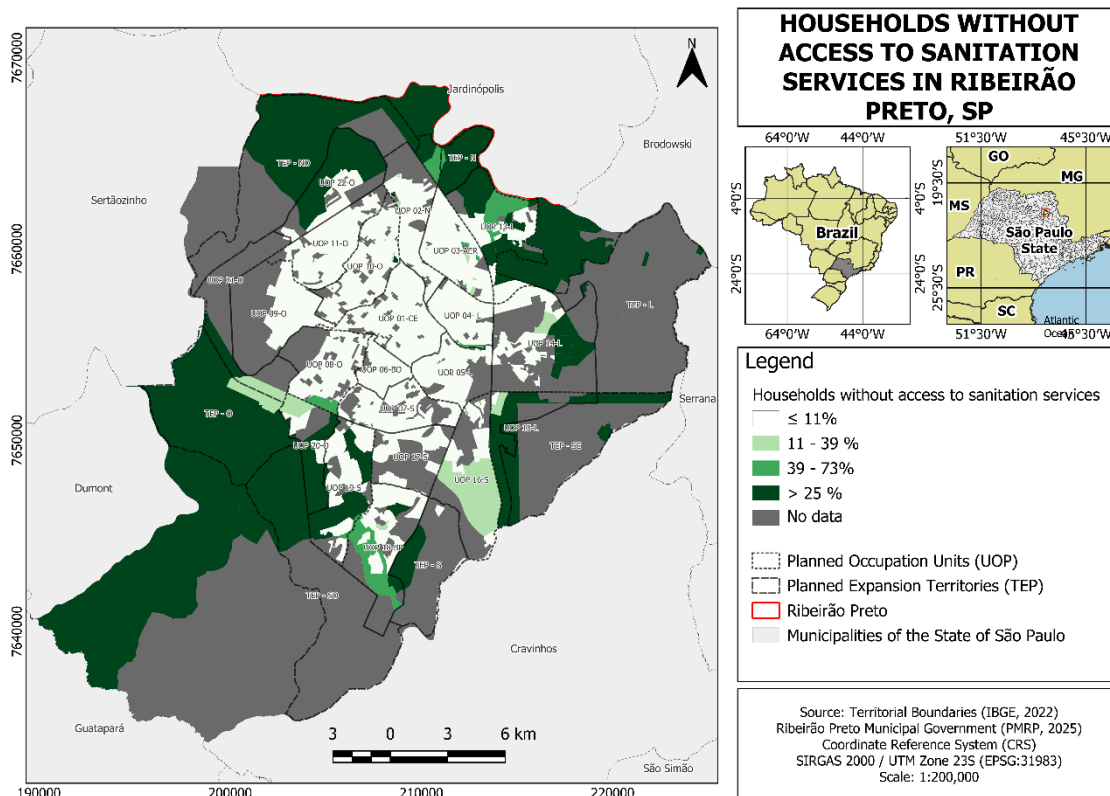


Figura 29. Distribuição espacial da proporção de domicílios sem esgotamento sanitário por setor censitário de Ribeirão Preto, SP. Fonte: autor, 2026.

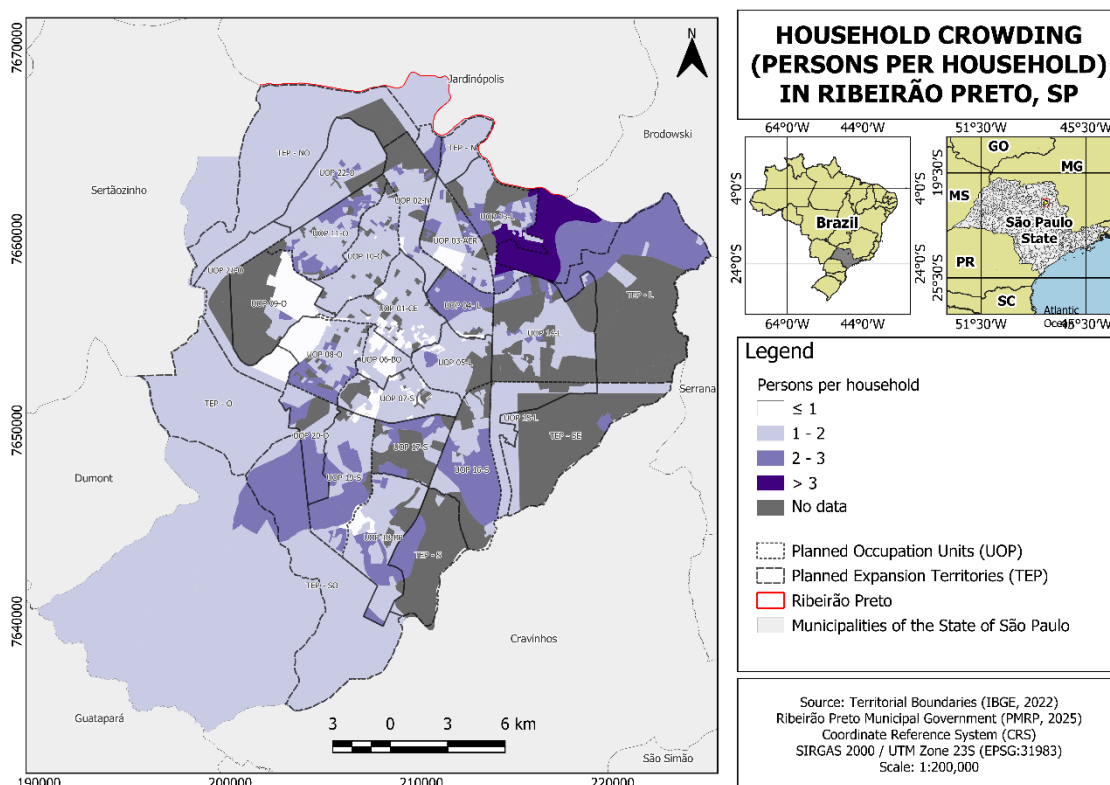


Figura 30. Distribuição espacial da proporção de pessoas não alfabetizadas com 15 anos ou mais, por setor censitário de Ribeirão Preto, SP. Fonte: autor, 2026.

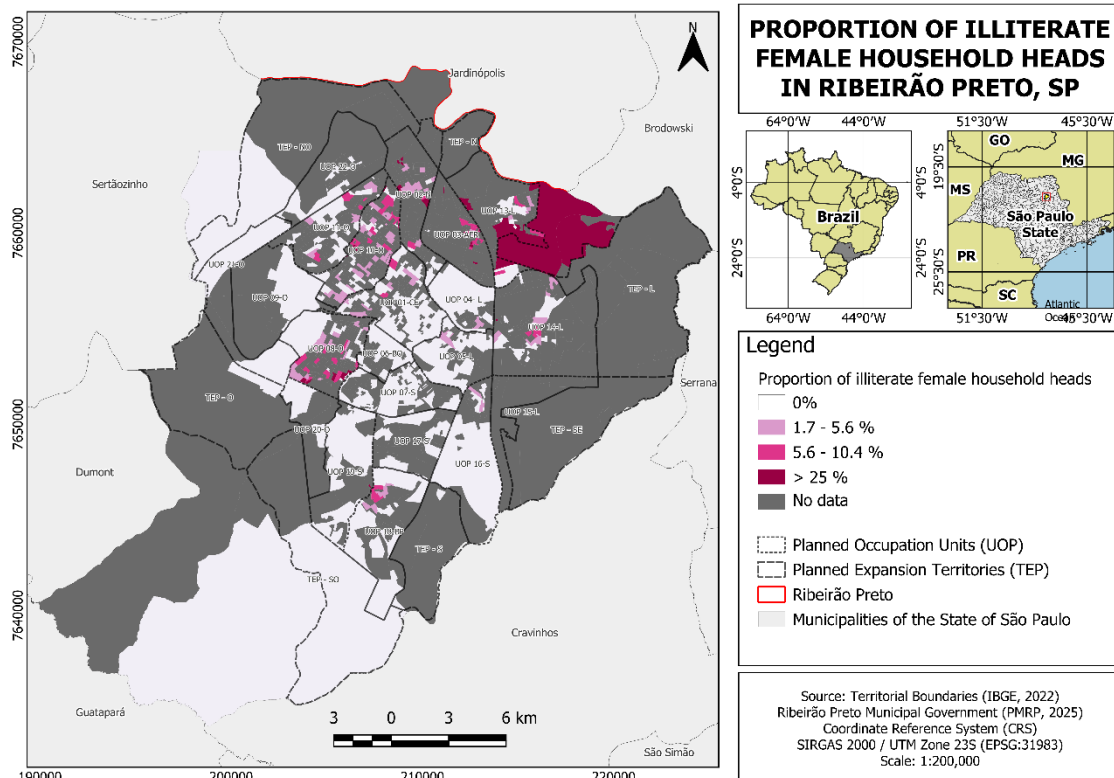


Figura 31. Distribuição espacial da proporção de mulheres responsáveis pelo domicílio que não sabem ler e escrever, por setor censitário de Ribeirão Preto, SP. Fonte: autor, 2026.

Visualmente, observa-se que os setores urbanos com maiores níveis de renda relativa apresentam, de modo geral, baixos indicadores de vulnerabilidade social. Verifica-se também, visualmente, uma correlação negativa entre a renda relativa (Figura 28) e a proporção de população negra (preta e parda) (Figura 27), indicando que áreas de maior renda tendem a concentrar menores proporções dessas populações. Esses resultados evidenciam que, além de uma vulnerabilidade social expressiva, a desigualdade socioespacial no município apresenta um componente racial marcado, reforçando a persistência de padrões de desigualdade racial associados às condições socioeconômicas.

4.4.1. Índice Local de Vulnerabilidade Social (ILVS)

A partir da aplicação do ILVS proposto, foi possível mapear os setores com maior vulnerabilidade social em Ribeirão Preto, bem como observar as localidades onde as condições sociais, econômicas e de acesso à infraestrutura urbana são mais bem servidas, refletindo em condições de baixa vulnerabilidade.

A Figura 32 apresenta os resultados do ILVS, onde os valores mais baixos do índice representam baixa vulnerabilidade, enquanto os maiores valores indicam vulnerabilidade elevada.

Considerando o total de pessoas amostradas a partir dos resultados do Censo Demográfico de 2022, a distribuição desse quantitativo entre as respectivas classes de vulnerabilidade encontra-se apresentada na tabela a seguir. Observa-se que a maior parcela da população analisada se concentra nas classes de muito baixa e média vulnerabilidade, que, somadas, correspondem a aproximadamente 60% do total considerado. Por outro lado, as classes de alta e muito alta vulnerabilidade social concentram, conjuntamente, 90.689 pessoas (13,01%).

Tabela 11. Distribuição da população segundo as classes do Índice Local de Vulnerabilidade Social (ILVS).

Classe de ILVS	Total de pessoas	Participação da classe no total geral
Muito baixa (0–0,20)	224.300	32,18%
Baixa (0,20–0,30)	185.180	26,57%
Média (0,30–0,40)	196.866	28,24%
Alta (0,40–0,50)	48.361	6,94%
Muito alta (0,50–1)	42.328	6,07%

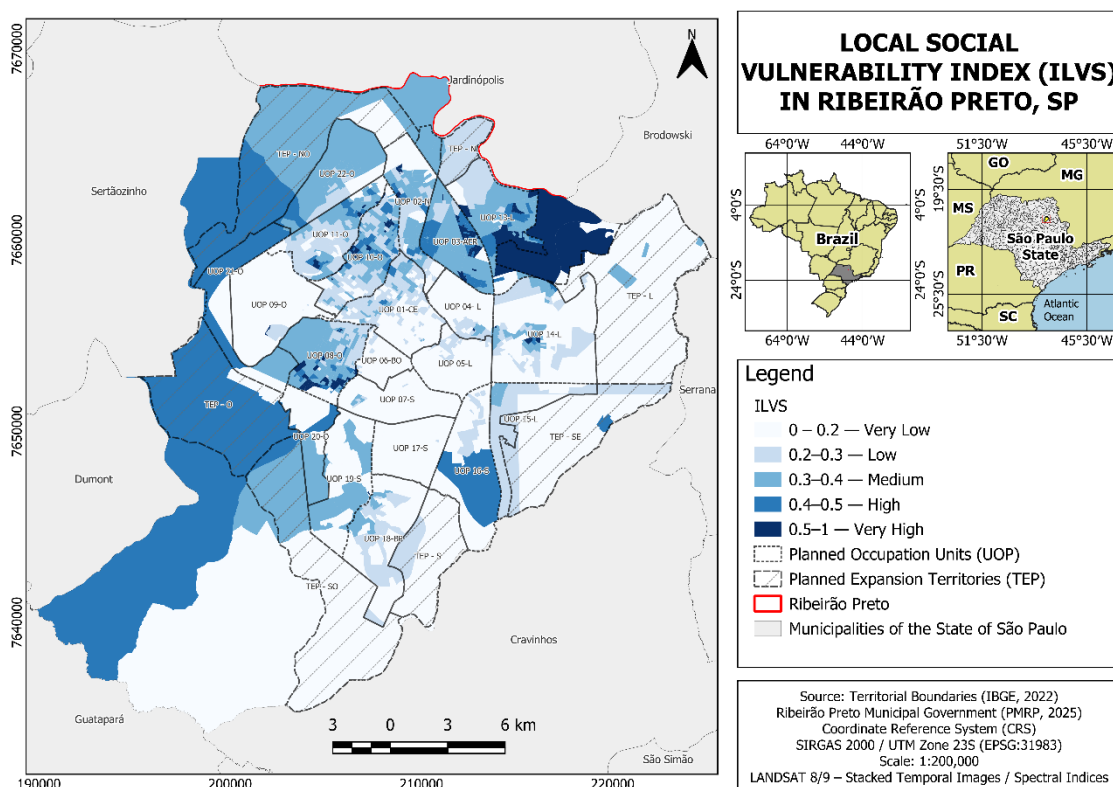


Figura 32. Mapeamento do Índice Local de Vulnerabilidade Social (ILVS) de Ribeirão Preto, SP. Fonte: autor, 2026.

A vulnerabilidade social no município se concentra, principalmente, em setores censitários urbanos localizados na zona oeste (UOPs 08-O, 10-O, 11-O) e na zona norte (02-N, 03-AER). Nessas regiões, observam-se dois fatores importantes do ponto de vista socioespacial, como a maior implantação de loteamentos de interesse social, representados principalmente por empreendimentos da Companhia Habitacional de Ribeirão Preto (COHAB–RP), que historicamente atuou como vetor de expansão urbana periférica, reforçando a segregação socioespacial (Goulart; Gonçalves, 2019).

Outro fator associado a essa dinâmica socioespacial refere-se à localização das favelas no município, que ocorrem sobretudo em áreas públicas ou inseridas em áreas de interesse ambiental nessas regiões, conforme ilustrado na Figura 33. Nesses locais, é possível verifica-se a presença desses domicílios em áreas verdes públicas, áreas de preservação permanente (APPs) associadas a cursos hídricos e Unidades de Conservação. Em geral, trata-se de territórios marcados pelo acesso precário à infraestrutura urbana, onde também se concentram condições socioeconômicas mais desfavoráveis. Essa condição

também é verificada na zona leste do município, nas UOPs 04-L, 13-L e 14-L, ainda que em menor intensidade.

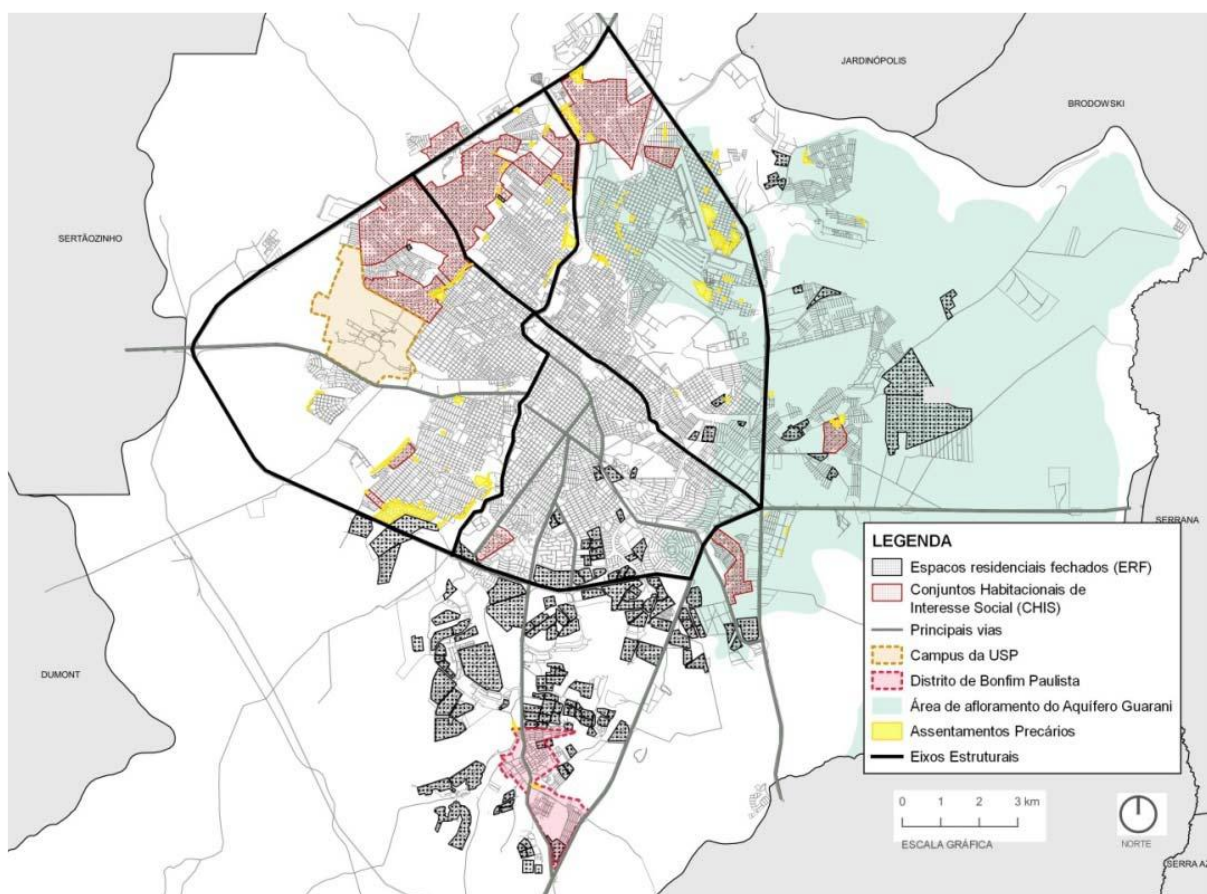


Figura 33. Localização dos Assentamentos Precários, Conjuntos Habitacionais de Interesse Social e espaços residenciais fechados em Ribeirão Preto. Ribeirão Preto, 2019.

Outro local de destaque para a vulnerabilidade social em Ribeirão Preto está localizado em sua zona rural, na zona leste (Figura 34). Nessa localidade está instalado o Assentamento Mário Lago, normatizado como Projeto de Desenvolvimento Sustentável (PDS) da Barra, conquistado pelo Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra (MST) em 2007, após desapropriação da antiga Fazenda da Barra (Buosi; Jesus, 2024).

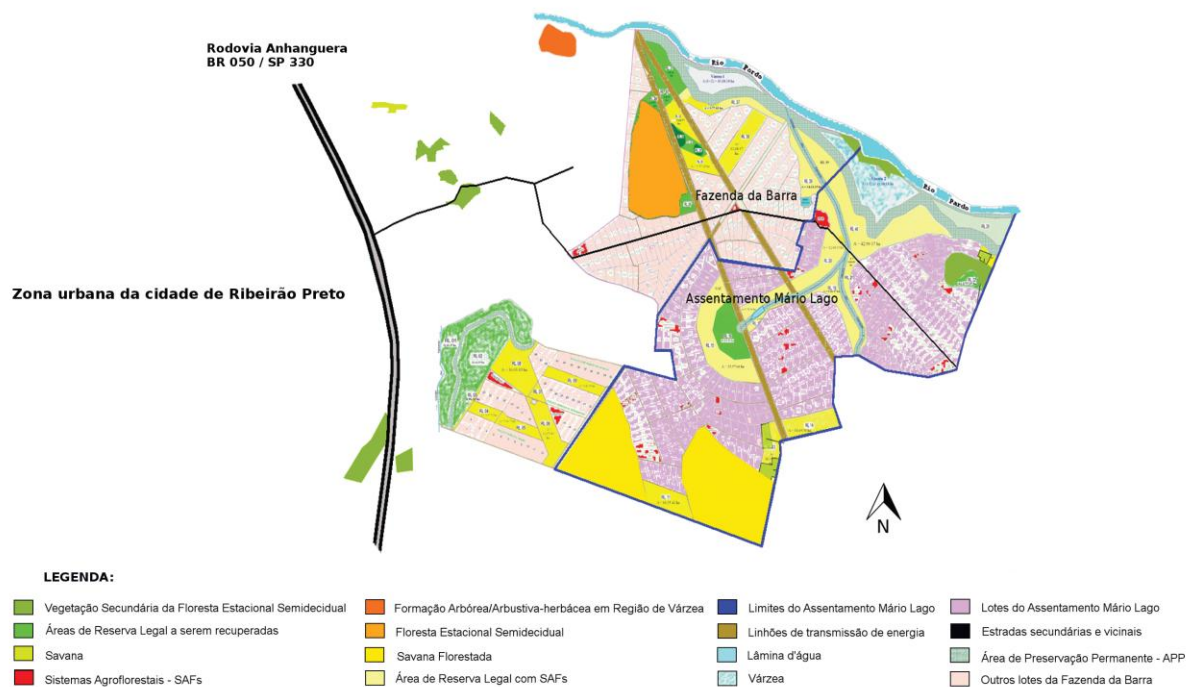


Figura 34. Planta esquemática do Assentamento Mário Lago, inserido na Fazenda da Barra, próximo à área urbana da cidade de Ribeirão Preto. Fonte: Machado; Bizzo, 2016.

Por se localizar em zona rural, o assentamento não dispõe do mesmo nível de infraestrutura urbana observado nas áreas consolidadas do município, o que implica restrições significativas de acesso a serviços básicos. Quando essas limitações se sobrepõem às condições socioeconômicas das famílias assentadas, o resultado é a amplificação das vulnerabilidades, refletida nos valores do ILVS atribuídos à área.

4.5. Análise de Componentes Principais (PCA)

Nos setores censitários da zona urbana de Ribeirão Preto, a análise das variáveis ambientais – temperatura média na estação seca ($_Temp-Estm$) e chuvosa ($_TEMP-Chuv$) e fluxo de CO_2 na estação seca ($_CO2-Estm$) e chuvosa ($_CO2-Chuvm$) – revelou padrões claros de gradiente ambiental e de provisão de serviços ecossistêmicos. A Análise de Componentes Principais (PCA) sintetizou de forma eficiente a estrutura intraurbana, com as duas primeiras componentes explicando 96,7% da variância total ($PC1 = 79,2\%$; $PC2 = 17,5\%$). O primeiro eixo ($PC1$) representou o gradiente principal, contrastando setores mais quentes e com menor potencial de sequestro de carbono (valores

negativos), com setores mais frios e com maiores CO₂FLUX (valores positivos). Já o segundo eixo (PC2) capturou variações sazonais dominadas pela temperatura na estação seca e Fluxos de CO₂, refletindo diferenças entre períodos seco e chuvoso sem alterar o contraste principal do PC1 (Figura 35).

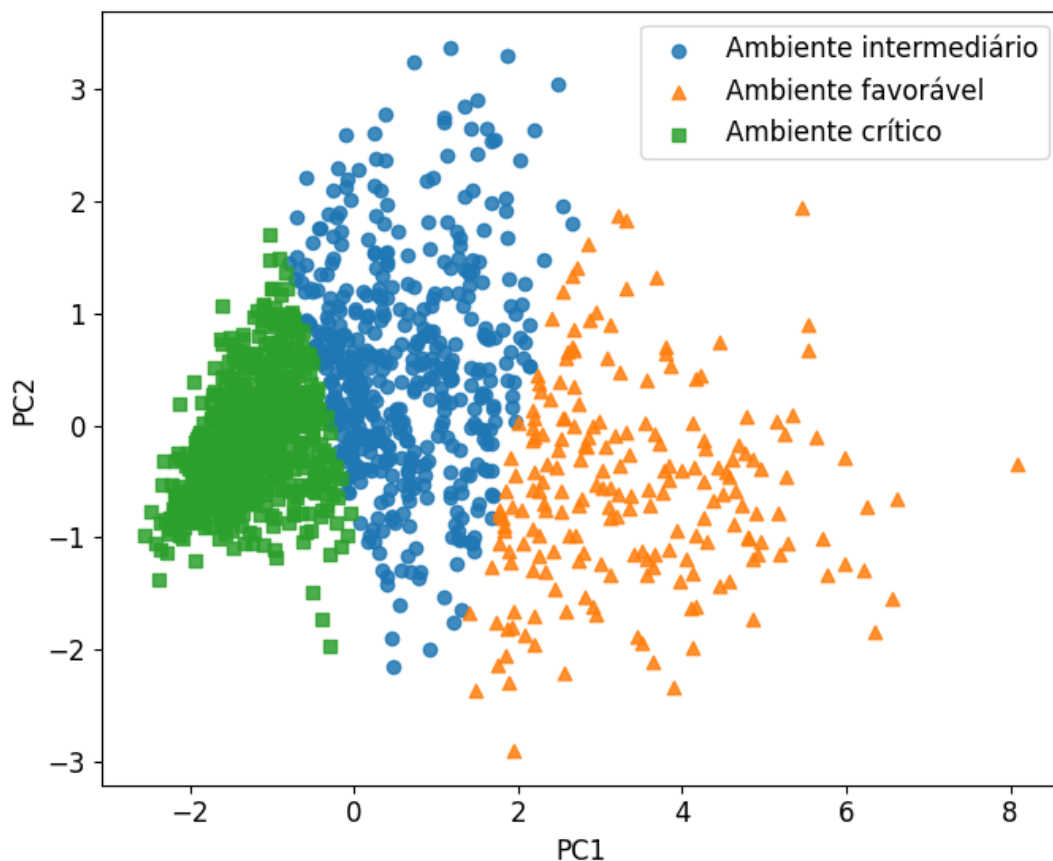


Figura 35. Ordenação dos setores censitários de Ribeirão Preto no espaço das duas primeiras componentes principais (PCA) derivadas de variáveis ambientais de temperatura e fluxo de CO₂, com agrupamento por k-means (k = 3). O eixo PC1 representa o gradiente principal frio/menor CO₂ → quente/menor CO₂, enquanto o eixo PC2 expressa variações secundárias associadas à sazonalidade entre períodos seco e chuvoso.

Com base nos escores da PCA, aplicou-se o algoritmo k-means (k = 3), identificando três tipologias ambientais intraurbanas: ambiente favorável, intermediário e crítico. O ambiente favorável apresentou temperaturas mais baixas (34,6 °C na seca e 39,4 °C na chuva) e maiores fluxos de CO₂ (0,092 na seca e 0,136 na chuva), indicando maior potencial de regulação climática e funcionamento ecossistêmico. A ordenação dos setores no espaço das duas primeiras componentes principais, associada aos clusters k-means, evidenciou

um gradiente espacial contínuo entre condições ambientais mais favoráveis e mais críticas dentro do território urbano de Ribeirão Preto.

O ambiente intermediário apresentou valores intermediários, enquanto o ambiente crítico exibiu temperaturas elevadas (37,8 °C na seca e 46,2 °C na chuva) e Fluxos de CO₂ reduzidos (0,040 e 0,049), sugerindo menor capacidade de regulação térmica e maior exposição ao calor urbano. Diferenças estatisticamente significativas entre os grupos foram confirmadas pelo teste não paramétrico de Kruskal–Wallis ($p < 0,001$ para todas as variáveis), evidenciando que cada tipologia representa condições ambientais distintas. A comparação das médias ambientais entre os três grupos revelou padrões consistentes com essa tipologia (Tabela 12).

Tabela 12. Resultados do teste não paramétrico de Kruskal–Wallis comparando as médias das variáveis ambientais entre os três ambientes intraurbanos (Favorável, Intermediário e Crítico). Valores de $p < 0,001$ indicam diferenças estatisticamente significativas entre os grupos para todas as variáveis analisadas.

Variável	H (Kruskal–Wallis)	gl	p-valor
Temperatura na seca (_Temp-Estm)	837,87	2	< 0,001
Temperatura na chuva (_TEMP-Chuv)	1088,20	2	< 0,001
Fluxo de CO ₂ na seca (_CO2-Estme)	757,16	2	< 0,001
Fluxo de CO ₂ na chuva (_CO2-Chuvm)	828,02	2	< 0,001

Para validar estatisticamente as diferenças observadas entre as tipologias ambientais, considerando a não normalidade de algumas variáveis, utilizou-se o teste não paramétrico de Kruskal–Wallis. Os resultados indicaram diferenças significativas entre os três ambientes (favorável, intermediário e crítico) para todas as variáveis analisadas (_Temp-Estm, _TEMP-Chuv, _CO2-Estme e _CO2-Chuvm; $p < 0,001$), confirmando que cada tipologia representa um conjunto distinto de condições climáticas e biogeoquímicas no espaço urbano e reforçando a robustez da classificação derivada da PCA combinada com o agrupamento k-means.

Posteriormente, os ambientes foram cruzados com o Índice de Vulnerabilidade Social (ISV), considerando sua escala de 1 a 5. Observou-se

que a maior parte dos setores censitários se concentra entre os níveis de vulnerabilidade baixa (classe 2) e vulnerabilidade moderada (classe 3), com predominância desta última.

A leitura dos resultados evidencia que a maior parte dos setores classificados com grau de vulnerabilidade moderada está associada ao ambiente crítico, indicando uma convergência entre condições sociais intermediárias de vulnerabilidade e contextos ambientais mais adversos. A Figura 36 apresenta graficamente essa relação entre as variáveis, permitindo visualizar os padrões de associação observados entre os níveis de vulnerabilidade social e os ambientes climáticos identificados.

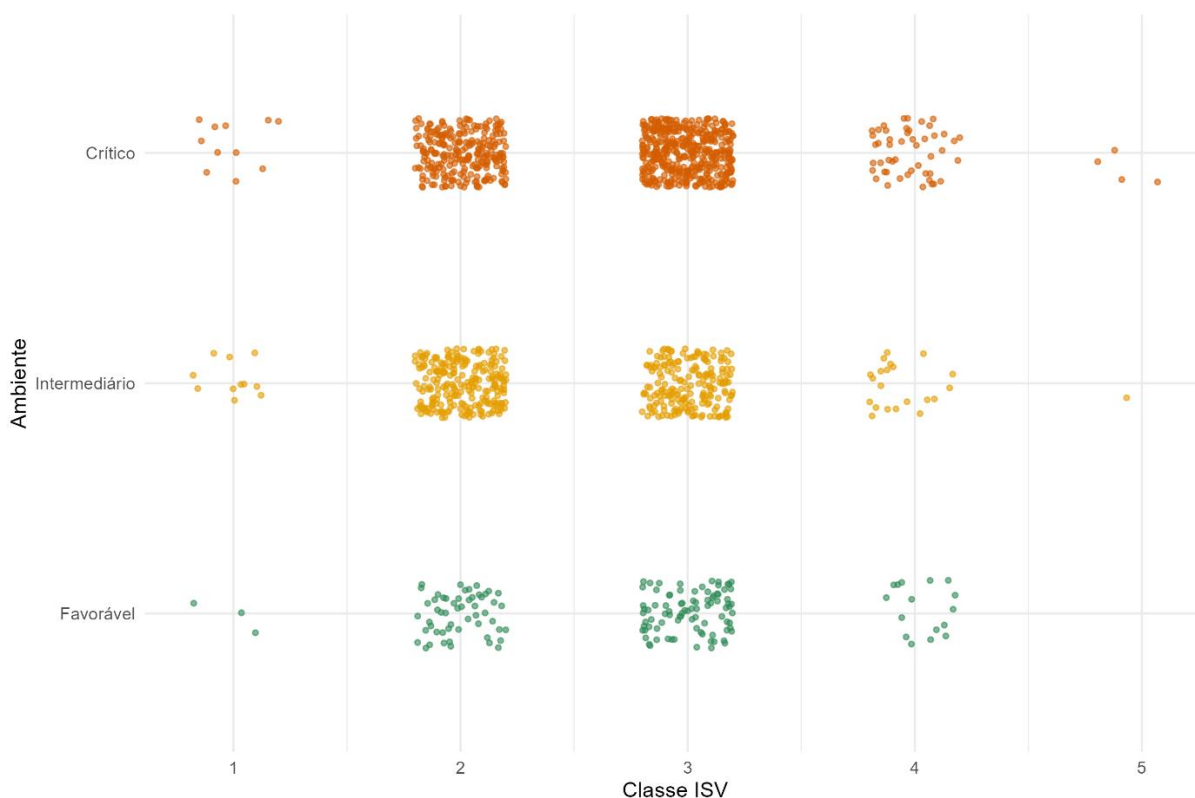


Figura 36. Distribuição dos setores censitários segundo o ambiente térmico-ecológico e a vulnerabilidade social (ISV). Cada ponto representa um setor censitário; a posição vertical indica o tipo de ambiente (favorável, intermediário ou crítico) e a posição horizontal a classe de vulnerabilidade social (ISV 1–5).

O teste de Qui-quadrado confirmou estatisticamente a associação entre a distribuição dos ambientes intraurbanos e a vulnerabilidade socioambiental ($\chi^2 =$

43,39; $gl = 8$; $p < 0,001$), evidenciando que essa distribuição não ocorre de forma aleatória. Em outras palavras, setores socialmente mais vulneráveis estão desproporcionalmente mais expostos a ambientes críticos, caracterizados por menor provisão de serviços ecossistêmicos de regulação térmica e sequestro de carbono. Essa sobreposição espacial revela um padrão claro de injustiça ambiental urbana (Bullard apud Acselrad; Mello; Bezerra, 2009). Nesse sentido, as populações mais vulneráveis presentes na área urbanizada do município de Ribeirão Preto concentram maior exposição a riscos ambientais e menor acesso aos benefícios da infraestrutura verde, reforçando desigualdades historicamente produzidas (Wang; Zhang, 2016; Cruz Sandoval et al., 2020).

Os resultados obtidos alinham-se com as análises realizadas por Gualdani (2024), que verificou uma relação entre a distância até os Espaços Livres Públicos Verdes de Ribeirão Preto e a LST, em que, quanto menor a proximidade desses espaços, menores tendem a ser as temperaturas registradas, demonstrando que populações mais distantes desses espaços possuem menos acesso ao serviço ecossistêmico de atenuação das temperaturas. Além disso, ao correlacionar temperatura e renda, a autor verificou também que populações de baixa renda estão mais expostas a temperaturas elevadas em comparação às áreas ocupadas por grupos com maior renda.

A sobreposição entre essas múltiplas vulnerabilidades pode ser caracterizada como hiperperiferia, termo proposto por Torres e Marques (2001). Segundo os autores, esse conceito expressa a coexistência de condições socioeconômicas precárias com a ocupação de áreas ambientalmente frágeis ou de risco, evidenciando a produção desigual do espaço urbano e a concentração de vulnerabilidades em determinados territórios.

No caso de Ribeirão Preto, a distribuição e a efetiva implantação dos parques urbanos reforçam essa dinâmica. Embora diversas áreas tenham sido instituídas como parques por meio de legislação municipal, muitas delas nunca foram efetivamente implantadas ou permanecem sem infraestrutura adequada para o uso público, funcionando apenas como delimitações formais no planejamento urbano, sem equipamentos de lazer, vegetação ou manutenção adequada (Gomes, 2009). A ausência de implantação e de gestão dessas áreas públicas contribuiu para que fossem gradualmente ocupadas por assentamentos

informais, refletindo a pressão por moradia exercida por populações de baixa renda (Ribeirão Preto, 2019).

Além disso, conforme Gomes (2009), a implementação dos parques que efetivamente receberam infraestrutura não ocorreu de forma aleatória, estando sobretudo associada a estratégias de valorização fundiária, especialmente em áreas de expansão urbana e de maior valorização econômica. Nesse contexto, destacam-se parques como o Prefeito Luiz Roberto Jábali e o Dr. Luís Carlos Raya, implantados em regiões estratégicas da cidade, próximas a loteamentos e empreendimentos de alto padrão, contribuindo também para a valorização imobiliária do entorno. Essa lógica pôde ser observada também em parques implantados mais recentemente, como o Parque Dr. Fernando de Freitas Monteiro da Silva “Parque das Artes”, o Über Parque Sul “Roberto Francói” e o Parque Olhos d’Água, localizados na zona sul do município, em setores da cidade que passaram por intensa expansão urbana e valorização imobiliária nas últimas décadas.

A partir do emprego da mediana dos dados dos setores censitários de cada uma das unidades territoriais da zona urbana municipal, os resultados indicaram que quanto menores os valores do eixo PC1, utilizado como indicador sintético das desigualdades socioespaciais na provisão dos serviços ecossistêmicos regulatórios, maior é o grau de desigualdade observado. Nesse sentido, destacam-se as UOPs 22-O, 11-O, 10-O, 02-N, 03-ERA, 01-CE e 08-O como as unidades com desigualdades mais acentuadas.

A Tabela 13 apresenta os valores de mediana obtidos para os eixos PC1 e PC2, enquanto o mapeamento (Figura 37) ilustra a distribuição espacial das desigualdades socioespaciais no município, utilizando o PC1 (componente mais representativo) como indicador sintético de desigualdade socioespacial.

Tabela 13. Mediana dos valores de PCA para as Unidades Territoriais da Zona Urbana de Ribeirão Preto, SP.

Unidades Territoriais	PC1	PC2
TEP - SE	4,86	0,75
TEP - SO	4,56	1,39
TEP - NO	4,23	1,56
TEP - S	4,14	1,44

UOP 09-O	4,07	0,14
TEP - L	3,66	1,20
UOP 20-O	3,06	0,47
UOP 12-N	2,84	0,19
TEP - N	2,19	1,96
UOP 19-S	2,06	-0,74
TEP - O	1,84	2,05
UOP 17-S	1,78	0,06
UOP 18-BP	1,62	-0,25
UOP 10-O	-1,55	0,51
UOP 08-O	-1,21	0,35
UOP 01-CE	-1,21	-0,24
UOP 02-N	-1,01	0,45
UOP 03-AER	-0,79	0,44
UOP 15-L	0,75	0,75
UOP 11-O	-0,69	0,25
UOP 22-O	-0,62	-0,75
UOP 07-S	0,52	-0,73
UOP 16-S	0,46	-0,10
UOP 13-L	0,24	-0,21
UOP 04- L	-0,23	-0,16
UOP 05-L	0,23	-0,09
UOP 06-BO	0,13	-0,54
UOP 14-L	0,03	0,07

Dessa forma, os resultados indicam que a provisão dos serviços ecossistêmicos regulatórios ocorre de forma desigual no espaço urbano, estando diretamente associada às dinâmicas de produção diferenciada do território. Conforme discutido por Gomes (2009; 2014), a implantação de áreas verdes e de equipamentos urbanos associados ao “verde” tende a concentrar-se em porções já valorizadas da cidade, atuando como elemento de diferenciação espacial e contribuindo para a reprodução das desigualdades socioespaciais.

Por outro lado, os TEPs apresentam os menores níveis de desigualdade, o que se relaciona ao fato de se tratarem de territórios ainda pouco urbanizados, nos quais predominam outros tipos de uso e cobertura do solo. No perímetro urbano, as UOPs 20-O, 19-S, 17-S e 15-BP também apresentam menores níveis de desigualdade, correspondendo a áreas onde predominam condomínios residenciais horizontais e loteamentos fechados, destinados à população de maior poder aquisitivo.

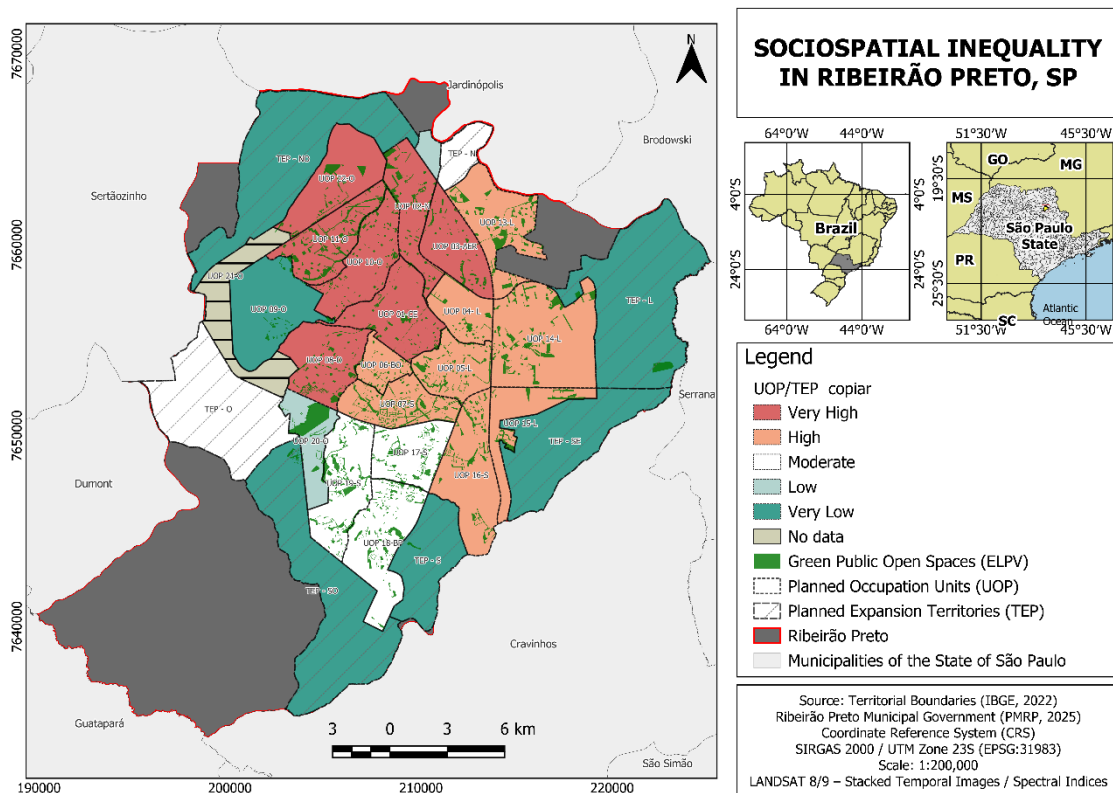


Figura 37. Mapeamento das desigualdades socioespaciais de Ribeirão Preto (SP), obtido a partir dos valores do eixo principal da Análise de Componentes Principais (PCA). As unidades territoriais representadas em vermelho correspondem às áreas com maior vulnerabilidade ao longo do gradiente de desigualdade; as unidades em tons claros (branco) indicam valores intermediários; e as unidades representadas em verde correspondem às áreas com menores níveis de desigualdade socioespacial. Fonte: autor, 2026.

A partir da associação entre o mapeamento da composição étnico-racial no município e os resultados da Análise de Componentes Principais (PCA), articulados ao teste de Qui-quadrado, evidencia-se que comunidades majoritariamente negras e periféricas encontram-se desproporcionalmente expostas a condições ambientais adversas. Tal configuração expressa a manifestação do racismo ambiental, conforme definido por Herculano (2008), no qual as desigualdades ambientais incidem de forma sistemática e recorrente sobre grupos étnico-raciais historicamente marginalizados, reforçando processos estruturais de injustiça socioambiental no território.

Essa evidência permite ampliar a análise da desigualdade urbana para além da dimensão estritamente econômica, demonstrando que fatores raciais estruturam, de forma complementar, a distribuição desigual do espaço urbano e

de sua infraestrutura. Estudos em escala nacional corroboram essa interpretação ao indicar que a população negra concentra a maior parcela do déficit de acesso ao saneamento básico e é afetada de maneira desproporcional pela mortalidade associada a doenças relacionadas a ambientes insalubres (Jesus, 2020).

Em análises realizadas na Região Metropolitana de São Paulo, foi verificado que territórios periféricos, majoritariamente negros, apresentam piores condições ambientais, maior exposição a riscos e menor expectativa de vida, configurando um padrão sistemático de negligência estatal (Baptista; Santos, 2022). Trata-se de um processo no qual a distribuição dos riscos ambientais e climáticos acompanha a segregação racial do espaço urbano, resultado da reprodução histórica de decisões políticas, investimentos seletivos e omissões institucionais, conforme discutido por Filgueira (2021).

Tais padrões de desigualdade socioespacial observados no contexto brasileiro também são amplamente documentados na literatura internacional. Cruz Sandoval et al. (2020) demonstraram que, na cidade de Guadalajara, México, bairros com maior nível socioeconômico concentram árvores mais altas e com copas mais extensas, o que se traduz em maior capacidade de regulação térmica e provisão de serviços ecossistêmicos.

De forma semelhante, Nyelele e Kroll (2020), ao analisarem a distribuição dos serviços ecossistêmicos das florestas urbanas no Bronx, em Nova York, identificaram que populações de baixa renda e grupos étnicos minoritários, frequentemente localizados em áreas de alta densidade populacional, possuem menor acesso a esses serviços, como a redução de poluentes atmosféricos e a mitigação do calor urbano. Estudos recentes também apontam que essas desigualdades ambientais estão associadas a impactos diretos na saúde pública, com maior prevalência de doenças cardiovasculares, metabólicas e problemas de saúde mental em comunidades expostas à degradação ambiental e à precariedade da infraestrutura urbana (Khadke et al., 2024).

Padrões semelhantes de desigualdade na distribuição dos serviços ecossistêmicos regulatórios também foram observados por Zhang et al. (2020) em Xangai, a partir da análise dos serviços de regulação climática e de sequestro de carbono. Embora as análises dos autores não tenham sido conduzidas sob a ótica socioespacial, foram identificadas regiões com maior capacidade de

sequestro associadas à presença de parques, áreas úmidas e vegetação consolidada, enquanto áreas centrais altamente urbanizadas apresentaram valores significativamente inferiores.

No contexto dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), e considerando os parâmetros analisados neste estudo, os resultados indicam que o município apresenta condições territoriais que dificultam o avanço das agendas associadas à Agenda 2030, especialmente aquelas relacionadas à erradicação da pobreza (ODS 1), à promoção de cidades inclusivas, seguras e resilientes (ODS 11) e ao enfrentamento das mudanças climáticas (ODS 13). Ainda que este estudo não utilize os indicadores oficiais de monitoramento dos ODS, os resultados permitem estabelecer um diálogo analítico com essas metas, a partir da identificação de condições socioambientais que influenciam sua implementação em escala local, na medida em que revelam entraves territoriais estruturais ao avanço dessas agendas.

A análise da distribuição espacial da vulnerabilidade socioambiental e da provisão de serviços ecossistêmicos evidencia a persistência de desigualdades territoriais, as quais tendem a comprometer a efetividade de políticas públicas alinhadas aos ODS, sobretudo quando consideradas as dimensões de pobreza multidimensional, qualidade do ambiente urbano e adaptação às mudanças climáticas. Essa sobreposição de vulnerabilidades sugere que, na ausência da incorporação dessas informações ao planejamento municipal, as desigualdades socioambientais tendem a se reproduzir e se aprofundar ao longo do tempo.

Esse quadro encontra correspondência em avaliações de abrangência nacional, que indicam que o Brasil enfrenta dificuldades significativas para o cumprimento das metas da Agenda 2030 até 2030. Embora se observem avanços institucionais a partir de 2023, essas análises mais recentes apontam que o progresso permanece insuficiente e marcado por fortes desigualdades, em grande medida em razão da persistência de disparidades socioeconômicas e espaciais (IPEA, 2024a; 2024b; 2024c).

Testa et al. (2022) propõem um quantitativo mínimo de 40% de cobertura vegetal para o equilíbrio térmico em cidades paulistas, fornecendo um parâmetro quantitativo para a análise da qualidade ambiental urbana. Contudo, a regulação térmica proporcionada pelas árvores está associada não apenas à presença e à proximidade da vegetação em relação aos espaços de uso cotidiano, mas

também à sua distribuição espacial, à qualidade e à configuração da cobertura vegetal no espaço urbano (Konijnendijk, 2023; Matos et al., 2019; Vieira et al., 2018).

A eficácia desse serviço está associada a múltiplos fatores, que incluem tanto a extensão da cobertura vegetal quanto atributos estruturais das árvores, como altura e diâmetro de copa, além de sua disposição espacial em ruas, parques e quarteirões (Cruz Sandoval et al., 2020). Quando considerados de forma integrada, esses elementos configuram sistemas de espaços livres capazes de estruturar a floresta urbana no território (Caiche et al., 2021), reforçando a necessidade de incorporar a vegetação urbana de maneira estratégica ao planejamento urbano, especialmente no enfrentamento das desigualdades socioambientais.

A análise espacial permite, assim, identificar áreas prioritárias para a expansão e qualificação de áreas verdes, o fortalecimento da infraestrutura urbana e a implementação de ações de adaptação climática, oferecendo subsídios concretos para que os ODS sejam apropriados como referenciais orientadores da ação pública local. Dessa forma, tais diretrizes podem ser traduzidas em intervenções territorialmente direcionadas, com atenção às dimensões de equidade socioeconômica e racial.

Essa necessidade se torna ainda mais urgente diante do cenário de mudanças climáticas. Projeções regionalizadas para o Estado de São Paulo (2020–2050) indicam aquecimento generalizado, mais intenso nas regiões centro-norte e noroeste, com aumento das ondas de calor, redução da duração de ondas de frio, menor precipitação anual no centro-norte e noroeste, maior duração dos períodos secos e ampliação da variabilidade nos extremos de chuva (Armani et al. 2022). Ribeirão Preto insere-se nesse contexto, no qual a combinação desses fatores intensificará os riscos associados ao calor extremo, à estiagem e ao risco associado a eventos hidrológicos, ampliando a vulnerabilidade socioespacial das populações mais expostas.

Os resultados reforçam a urgência de integrar os achados deste estudo ao planejamento urbano e à formulação de políticas públicas municipais, considerando a priorização das UOPs 22-O, 11-O, 10-O, 02-N, 03-ERA, 01-CE e 08-O, tanto no que se refere à implementação de programas voltados à redução das desigualdades sociais quanto à ampliação da cobertura vegetal e à

implantação de espaços livres públicos verdes. Essa priorização não se configura apenas como uma diretriz local, mas responde diretamente a um conjunto de estratégias já estabelecidas no âmbito das políticas climáticas nacional e estadual, que reconhecem a importância dos municípios de adaptação (Brasil, 2025c; São Paulo, 2025).

O Plano Clima Adaptação, lançado em 2025, reconhece o município como ator-chave da adaptação, tanto por ser a escala na qual os impactos climáticos se materializam de forma mais direta quanto por concentrar a população e os territórios onde a vida cotidiana efetivamente se realiza. Os planos setoriais do Plano Clima aprofundam essa leitura ao reconhecer o calor extremo e as ilhas de calor urbanas como desafios centrais à adaptação no meio urbano, conforme o Plano Setorial de Cidades, ao mesmo tempo em que o Plano Temático de Igualdade Racial e Combate ao Racismo analisa essas dinâmicas a partir das desigualdades de raça e renda (Brasil, 2025c, 2025d, 2025e).

Em escala estadual, Plano Estadual de Adaptação e Resiliência Climática (PEARC), também lançado em 2025, que enfatiza a necessidade de territorialização dos riscos climáticos e de integração entre variáveis ambientais e socioeconômicas na definição de áreas prioritárias (São Paulo, 2025). Os ambientes críticos identificados neste estudo operam, nesse sentido, como uma tradução empírica dessas diretrizes em escala local.

Diante desse quadro, a adaptação climática, no contexto analisado, exige a priorização de ações em áreas onde risco e vulnerabilidade se sobrepõem. Os resultados permitem avançar da caracterização das desigualdades para sua incorporação ao planejamento, orientando a definição de prioridades e a implementação de intervenções de forma mais precisa frente ao agravamento das condições climáticas. Essa orientação se alinha ao Plano Diretor Municipal (Lei Complementar nº 2.866/2018), que institui o Plano Municipal de Mudança do Clima e o Plano Estratégico do Sistema de Áreas Verdes e Arborização Urbana como instrumentos de planejamento e da política ambiental, em consonância com a Lei Federal nº 14.904/2024, que estabelece diretrizes para a elaboração de planos de adaptação à mudança do clima.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo teve como objetivo analisar, sob uma perspectiva socioespacial, a provisão de serviços ecossistêmicos regulatórios associados à vegetação no município de Ribeirão Preto, de atenuação de temperatura de superfície e o potencial de sequestro de carbono no espaço intraurbano, bem como sua articulação com a vulnerabilidade social.

Os resultados evidenciaram correlações negativas robustas entre o CO₂FLUX (proxy de vegetação) e a temperatura de superfície, indicando cobenefícios mais expressivos em áreas onde o dossel apresenta maior continuidade e melhor qualidade estrutural. A análise espacial revelou assimetrias marcantes na provisão desses serviços, com ambientes térmico-ecológicos críticos concentrados em áreas de elevada impermeabilização e baixa arborização, frequentemente coincidentes com setores socialmente vulneráveis, evidenciando desigualdades socioambientais que reforçam padrões de injustiça ambiental e racismo ambiental.

A Análise de Componentes Principais (PCA) sintetizou um gradiente térmico-ecológico que opõe áreas com altas temperaturas de superfície e baixa funcionalidade ecológica àquelas com maior capacidade de regulação térmica e potencial de sequestro de carbono. Esse gradiente permitiu a identificação de unidades territoriais prioritárias e a definição de uma tipologia ambiental aplicável ao planejamento urbano e ambiental. Os padrões espaciais observados mostraram-se consistentes, não sendo significativamente condicionados pelas variações sazonais.

No contexto identificado, a combinação entre calor extremo, e baixos percentuais de cobertura verde ampliam a vulnerabilidade socioespacial no município. À luz desses achados, impõe-se a incorporação direta dos resultados ao planejamento urbano e às políticas públicas, com priorização territorial das UOPs 22-O, 11-O, 10-O, 02-N, 03-ERA, 01-CE e 08-O. Essa priorização orienta a alocação de esforços para reduzir desigualdades sociais, ampliar a cobertura vegetal, qualificar e implantar sistemas de espaços livres públicos verdes e estruturar metas e investimentos capazes de produzir ganhos térmico-ecológicos concretos nos territórios mais expostos.

Essa priorização não se configura apenas como uma diretriz local, mas se insere em um contexto mais amplo de fortalecimento do papel dos municípios na adaptação climática, especialmente no enfrentamento das ilhas de calor urbanas e das desigualdades socioambientais. Os ambientes críticos identificados neste estudo operam, nesse sentido, como uma base empírica para a territorialização dos riscos climáticos e para a integração entre variáveis ambientais e socioeconômicas na definição de áreas prioritárias, permitindo avançar da caracterização das desigualdades para sua incorporação ao planejamento e à implementação de intervenções de forma mais precisa frente ao agravamento das condições climáticas. Essa orientação se articula aos instrumentos de planejamento em nível federal, estadual e municipal, especialmente aqueles voltados à política climática e à estruturação do sistema de áreas verdes e arborização urbana.

Do ponto de vista teórico, a principal contribuição do estudo se constitui integração entre indicadores ambientais e de vulnerabilidade social, aproximando o debate sobre o clima urbano do campo da justiça ambiental e fortalecendo a articulação entre ciência urbana e políticas públicas orientadas à equidade socioespacial ao indicar áreas prioritárias para a ampliação da arborização urbana e a implantação de espaços livres públicos verdes, com potencial de mitigação de riscos climáticos e redução de desigualdades.

No entanto, algumas limitações do estudo devem ser consideradas. Os dados sociais utilizados, provenientes do Censo 2022, oferecem um retrato consistente do município, mas a defasagem temporal inerente aos levantamentos censitários pode não captar dinâmicas socioeconômicas mais recentes, o que afeta a atualização dos indicadores de vulnerabilidade. Além disso, a construção desses indicadores, embora metodologicamente coerente, não apreende integralmente desigualdades microlocalizadas, como precariedades intraquadra, condições domiciliares específicas ou padrões cotidianos de mobilidade, o que restringe inferências causais mais finas.

No que se refere aos dados ambientais, a análise baseou-se em imagens de sensoriamento remoto referentes a um único ano, organizadas em recortes sazonais, o que limita a avaliação de tendências temporais de médio e longo prazo. Soma-se a isso o fato de que a resolução espacial e espectral das imagens impõe restrições à caracterização detalhada do dossel arbóreo e de

seus atributos estruturais. Por fim, a ausência de levantamentos de campo impossibilitou a validação direta das métricas de dossel e microclima derivadas do sensoriamento remoto.

Como perspectivas para estudos futuros, considerando que Ribeirão Preto se insere em um contexto de conurbação e intensos fluxos regionais, torna-se pertinente a ampliação da análise para a escala metropolitana, de modo a captar externalidades térmicas, gradientes funcionais e desigualdades socioambientais que extrapolam os limites administrativos do município. Adicionalmente, a incorporação das *Local Climate Zones* (LCZs) apresenta-se como abordagem complementar relevante, ao possibilitar recortes físico-climáticos mais aderentes à morfologia urbana e às características da superfície, superando limitações associadas aos setores censitários e oferecendo subsídios mais operacionais ao planejamento climático e à saúde urbana.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHARYA, T. D.; YANG, I. Exploring Landsat 8. **International Journal of IT, Engineering and Applied Sciences Research**, v. 4, n. 4, p. 4–10, 2015.

ACSELRAD, H.; MELLO, C. C. A.; BEZERRA, G. das N. **O que é justiça ambiental?** Rio de Janeiro: Garamond, 2009.

ACSELRAD, H.; HERCULANO, S.; PÁDUA, J. A. **Justiça ambiental e cidadania**. Rio de Janeiro: Relume Dumará, 2004.

ACSELRAD, H. Ambientalização das lutas sociais - o caso do movimento por justiça ambiental. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 24, n. 68, p. 103-119, 2010. DOI: [10.1590/S0103-40142010000100010](https://doi.org/10.1590/S0103-40142010000100010).

AKBARI, H.; MENON, S.; ROSENFELD, A. Global cooling: increasing world-wide urban albedos to offset CO₂. **Climatic Change**, v. 94, n. 3, p. 275-286, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9515-9>. Acesso em: 15 jul. 2025.

ALAHMAD, B. et al. Cardiovascular mortality and exposure to heat in an inherently hot region: implications for climate change. **Circulation**, v. 141, n. 15, p. 1271-1273, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1161/CIRCULATIONAHA.119.044860>.

ALEIXO, N. C. R. **Pelas lentes da climatologia e da saúde pública: doenças hídricas e respiratórias na cidade de Ribeirão Preto/SP**. 2012. Tese (Doutorado em Geografia) — Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente, 2012.

AMARAL, R.; COSTA, S. D. A. P.; MUZZI, M. R. S. O sequestro de carbono em trechos da floresta urbana de Belo Horizonte: por um sistema de espaços livres mais eficiente no provimento de serviços ecossistêmicos urbanos. **Paisagem e Ambiente**, n. 39, p. 163, 2017. DOI: [10.11606/issn.2359-5361.v0i39p163-179](https://doi.org/10.11606/issn.2359-5361.v0i39p163-179).

AMARAL, R. et al. Bases para o planejamento territorial urbano. Uso de imagens hiperespectrais para a identificação de áreas geradoras de funções ecológicas de suporte. **Cidades. Comunidades e Territórios**, n. 41, 2020. DOI: [10.15847/cct.20152](https://doi.org/10.15847/cct.20152).

AMORIM, M. C. DE C. T.; DUBREUIL, V.; AMORIM, A. T. Day and night surface and atmospheric heat islands in a continental and temperate tropical environment. **Urban Climate**, v. 38, p. 100918, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100918>.

AMORIM, M.; DUBREUIL, V.; CARDOSO, R. Modelagem espacial da ilha de calor urbana em Presidente Prudente (SP), Brasil. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 16, p. 29–45, 2015. DOI: <https://doi.org/10.5380/abclima.v16i0.40585>

ARAM, F. et al. Urban green space cooling effect in cities. **Heliyon**, v. 5, n. 4, e01339, 2019. DOI: [10.1016/j.heliyon.2019.e01339](https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01339).

ARAÚJO, S. A. do C.; DEMINICIS, B. B. Fotoinibição da Fotossíntese. **Revista Brasileira de Biociências**, [S. l.], v. 7, n. 4, 2009. Disponível em: <https://seer.ufrgs.br/index.php/rbrasbioci/article/view/114899>. Acesso em: 14 jan. 2026.

ARMANI, G. et al. Projeções climáticas regionalizadas para o Estado de São Paulo, Brasil, no período 2020 – 2050. **Derbyana**, [S. l.], v. 43, p. e773, 2022. DOI: <https://doi.org/10.14295/derb.v43.773>. Disponível em: <https://revistaig.emnuvens.com.br/derbyana/article/view/773>. Acesso em: 20 jan. 2026.

ARTAXO, P. Mudanças climáticas: caminhos para o Brasil: a construção de uma sociedade minimamente sustentável requer esforços da sociedade com colaboração entre a ciência e os formuladores de políticas públicas. **Ciência e Cultura**, v. 74, n. 4, p. 01–14, 2022. DOI: [10.5935/2317-6660.20220067](https://doi.org/10.5935/2317-6660.20220067). Disponível em: http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?pid=S0009-67252022000400013&script=sci_arttext. Acesso em: 29 out. 2024.

BAPTISTA, G. M. D. M. Validação da modelagem de sequestro de carbono para ambientes tropicais de cerrado, por meio de dados AVIRIS e HYPERION. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR, XI, 2003. Belo Horizonte -MG. **Anais [...]**. São Paulo: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, p. 1037-1044.

BARBOZA, E. N.; NETO, F. DAS C. B.; CAIANA, C. R. A. Remote Sensing applied to the analysis of the phenomenon of Urban Heat Islands in the City of Vitória, Espírito Santo. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 6, p. e187963655, 2020. DOI: <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i6.3655>.

BARROS, R. H. DE; LOMBARDO, A. M. A relação entre ilhas de calor urbana, ocupação do solo e morfologia urbana na cidade do Recife. **Revista Geonorte**, v. 3, n. 9, p. 65–76-65–76, 2012. Disponível em: [//periodicos.ufam.edu.br/index.php/revista-geonorte/article/view/2479](http://periodicos.ufam.edu.br/index.php/revista-geonorte/article/view/2479). Acesso em: 20 ago. 2024.

BARROS, R. P. de; FOGUEL, M. N.; ULYSSEA, G. (org.). **Desigualdade de renda no Brasil: uma análise da queda recente**. Brasília: Ipea, 2007. v. 2. Disponível em: <https://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/20001>. Acesso em: 12 jan. 2026.

BOLUND, P.; HUNHAMMAR, S. Ecosystem services in urban areas. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 29, n. 2, p. 293–301, 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00013-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00013-0).

BONAMETTI, J. H. A arquitetura eclética e a modernização da paisagem urbana brasileira. **Revista Científica/FAP**, v. 1, n. 1, 2006. DOI: <https://doi.org/10.33871/19805071.2006.1.1.1741>. Disponível em: <https://periodicos.unespar.edu.br/revistacientifica/article/view/1741>. Acesso em: 20 jul. 2025.

BORCARD, D. et al. **Numerical ecology with R**. New York: springer, 2011.

BRASIL, Lei nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979. **Dispõe sobre o Parcelamento do Solo Urbano e dá outras Providências**. Diário Oficial da União, Brasília, 19 dez. 1979.

_____. Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001. **Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências**. Diário Oficial da União, Brasília, 11 jul. 2001.

_____. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC). **Acordo de Paris**. Brasília: 2021. Disponível em: https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/sirene/publicacoes/acordo-de-paris-e-ndc/arquivos/pdf/acordo_paris.pdf. Acesso em: 15 nov. 2024.

_____. Ministério da Igualdade Racial. **Por um Dia da Terra com justiça climática**. Brasília: Governo Federal, 2025a. Disponível em: https://www.gov.br/igualdaderacial/pt-br/assuntos/copy2_of_noticias/por-um-dia-da-terra-com-justica-climatica.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 511, de 19 de dezembro de 2025**. Define princípios e diretrizes para a incorporação da justiça climática e do combate ao racismo ambiental nas políticas e ações ambientais, e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, n. 244, p. 242, 23 dez. 2025b.

_____. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. **Plano Clima Adaptação [recurso eletrônico]: estratégia nacional de adaptação**. Brasília, DF: MMA; MCTI; CC/PR, 2025c. 111 p. Disponível em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br/composicao/smc/plano-clima/plano-clima-adaptacao>>. Acesso em: 15 mar. 2026. ISBN 978-85-7738-538-6.

_____. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. **Plano Clima Adaptação [recurso eletrônico]: plano setorial de cidades**. Brasília, DF: MMA; MCTI; MCid, 2025d. 113 p. Disponível em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br/composicao/smc/plano-clima/plano-clima-adaptacao>>. 15 mar. 2026. ISBN 978-85-7738-530-0.

_____. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. **Plano Clima Adaptação [recurso eletrônico]: plano temático de igualdade racial e combate ao racismo**. Brasília, DF: MMA; MCTI; MIR, 2025e. 60 p. Disponível em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br/composicao/smc/plano-clima/plano-clima-adaptacao>>. Acesso em: 15 mar. 2026. ISBN 978-85-7738-531-7.

BULLARD, R. D. (Ed.). **Confronting environmental racism: Voices from the grassroots**. Boston: South End Press, 1993.

BUOSI, G.; JESUS, S. C. de. Entre as cercas e os muros: a trajetória de territorialização do MST em Ribeirão Preto - SP. **Revista Rural & Urbano**, [S. l.], v. 9, n. 2, p. 49–71, 2024. DOI: 10.51359/2525-6092.2024.262062. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/ruralurbano/article/view/262062>. Acesso em: 27 jan. 2026.

CAICHE, D. T.; PERES, R. B.; SCHENK, L. B. M. Floresta urbana, soluções baseadas na natureza e paisagem: planejamento e projeto na cidade de São Carlos (SP). **Revista LABVERDE**, São Paulo, Brasil, v. 11, n. 1, p. 121–149, 2021. DOI: 10.11606/issn.2179-2275.labverde.2021.189316. Disponível em: <https://revistas.usp.br/revistalabverde/article/view/189316>. Acesso em: 11 jan. 2026.

CALDAS, J. A. P. et al. Padrões espaciais de índices socioeconômicos e sua relação com área verde de um centro urbano. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v.9, n.1, p.1-12, 2018. DOI: <http://doi.org/10.6008/SPC2179-6858.2018.001.0001>.

CÂMARA, G.; ORTIZ, M. J. Sistemas de informação geográfica para aplicações ambientais e cadastrais: uma visão geral. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 27., 1998, Poços de Caldas. **Anais....** Lavras: UFLA, 1998. p. 59–88.

CAVALHEIRO, F. et al. Proposição de terminologia para o verde urbano. **Boletim informativo da SBAU**, v. 7, n. 3, p. 7, 1999.

CLINTON, N.; GONG, P. MODIS detected surface urban heat islands and sinks: Global locations and controls. **Remote Sensing of Environment**, v. 134, p. 294–304, 2013. DOI: [10.1016/j.rse.2013.03.008](https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.03.008). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425713000874>. Acesso em: 2 jul. 2025.

COELHO, A. L. N.; CORREA, W. de S. C. TEMPERATURA DE SUPERFÍCIE CELSIUS DO SENSOR TIRS/LANDSAT-8: METODOLOGIA E APLICAÇÕES. **REVISTA GEOGRÁFICA ACADÊMICA**, [S. l.], v. 7, n. 1, p. 31–45, 2013. DOI: <https://doi.org/10.18227/1678-7226rga.v7i1.2996>. Disponível em: <https://revista.ufr.br/rga/article/view/2996>. Acesso em: 17 jul. 2025.

CORMIER, Nathaniel S.; PELLEGRINO, Paulo Renato Mesquita. Infra-estrutura verde: uma estratégia paisagística para a água urbana. **Paisagem e Ambiente**, São Paulo, Brasil, n. 25, p. 127–142, 2008. DOI: [10.11606/issn.2359-5361.v0i25p127-142](https://doi.org/10.11606/issn.2359-5361.v0i25p127-142). Disponível em: <https://revistas.usp.br/paam/article/view/105962>. Acesso em: 11 jan. 2026.

COSTA, D. F. DA; SILVA, H. R.; PERES, L. DE F. Identificação de ilhas de calor na área urbana de Ilha Solteira-SP através da utilização de geotecnologias. **Engenharia Agrícola**, v. 30, p. 974–985, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162010000500019>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/eagri/a/bzMBJJ8MgLGXdSwHkYMHjYr/>. Acesso em: 24 set. 2024.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature** **387**, 253–260, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1038/387253a0>.

CUNHA, M. A. DA; CARDOSO, R. DE C. V. Hortas urbanas na promoção da Segurança Alimentar e Nutricional e desenvolvimento sustentável em Salvador, Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. 25, p. e00943, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20210094r3vu2022L4AO>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asoc/a/JnfmVX3jJYxjYFN53ZngbpM/?lang=pt>. Acesso em: 20 mai. 2025.

DE ANGELIS, B. L. D. **A praça no contexto das cidades: o caso de Maringá, PR. 2000**. Tese (Doutorado em Geografia Humana) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

DE SOUZA FILGUEIRA, A. L. Racismo ambiental, cidadania e biopolítica: considerações gerais em torno de espacialidades racializadas. **Ateliê Geográfico**, Goiânia, v. 15, n. 2, p. 186–201, 2021. DOI: <https://doi.org/10.5216/ag.v15i2.69990>. Disponível em: <https://h20013721515.ufg.br/ateliê/article/view/69990>. Acesso em: 20 jan. 2026.

DELLA-SILVA, J. L. et al. CO2Flux model assessment and comparison between an airborne hyperspectral sensor and orbital multispectral imagery in Southern Amazonia. **Sustainability**, v. 14, n. 9, p. 5458, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/su14095458>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/14/9/5458>. Acesso em: 07 jun. 2025.

ERREA, C. L. et al. Remote Sensing Analysis of the Surface Urban Heat Island Effect in Vitoria-Gasteiz, 1985 to 2021. **Remote Sensing** **2023, Vol. 15, Page 3110**, v. 15, n. 12, p. 3110, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs15123110>.

ERLWEIN, S.; ZÖLCH, T.; PAULEIT, S. Regulating the microclimate with urban green in densifying cities: Joint assessment on two scales. **Building and Environment**, v. 205, 108233, 2021. DOI: [10.1016/j.buildenv.2021.108233](https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108233).

ESCOBEDO, Francisco J. et al. Urban forests, ecosystem services, green infrastructure and nature-based solutions: Nexus or evolving metaphors?. **Urban forestry & urban greening**, v. 37, p. 3-12, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.02.011>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1618866717303485>. Acesso em: 11 jan. 2026.

FAGGI, A.; IGNATIEVA, M. Urban green spaces in Buenos Aires and Christchurch. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Municipal Engineer**, v. 162, n. 4, p. 241-250, 2009. DOI: [10.1680/muen.2009.162.4.241](https://doi.org/10.1680/muen.2009.162.4.241).

FAHAD, M. G. R. et al. Modeling urban microclimates for high resolution prediction of land surface temperature using statistical models and surface characteristics. **Urban Science**, v. 9, n. 2, p. 28, 2025. DOI: <https://doi.org/10.3390/urbansci9020028>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2413-8851/9/2/28>. Acesso em: 14 jan. 2026.

FERNANDES, M. E. (coord.). **A cidade e seus limites: as contradições do urbano na "Califórnia Brasileira"**. São Paulo: Annablume; FAPESP; Ribeirão Preto: UNAERP, 2004, 348 p.

FERREIRA, L. S. **Vegetação, temperatura de superfície e morfologia urbana: um retrato da região metropolitana de São Paulo**. 2019. Tese (Doutorado em Tecnologia da Arquitetura) - Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019. DOI: [10.11606/T.16.2019.tde-02102019-173844](https://doi.org/10.11606/T.16.2019.tde-02102019-173844). Acesso em: 14 jan. 2026.

FLOSS, M.; BARROS, E. F. Estresse por calor na Atenção Primária à Saúde: uma revisão clínica. **Revista Brasileira de Medicina de Família e Comunidade**, v. 15, n. 42, p. 1948–1948, 2020. DOI: [https://doi.org/10.5712/rbmf15\(42\)1948](https://doi.org/10.5712/rbmf15(42)1948).

FORMIGONI, M. DE H.; XAVIER, A. C.; LIMA, J. S. DE. S. Análise temporal da vegetação na região do nordeste através de dados EVI do MODIS. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 1, p. 1–8, 2011. DOI: [10.5902/198050982740](https://doi.org/10.5902/198050982740). Disponível em: <https://www.scielo.br/cflo/a/D7yr7WfBS7z5mm53wNy5vbx/>. Acesso em: 18 nov. 2024.

FREITAS, M. W. D.; SANTOS, J. R.; ALVES, D. S. Land-use and land-cover change processes in the Upper Uruguay Basin: linking environmental and socioeconomic variables. **Landscape Ecology**, v. 28, p. 311–327, 2013. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-012-9838-9>. Acesso em: 20 jan. 2026.

FUNDAÇÃO SEADE. **Índice Paulista de Vulnerabilidade Social – IPVS 2010: principais resultados**. São Paulo: Fundação Seade; Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo, 2010.

GALINA, M. H. **Mudanças climáticas de curto prazo: tendência dos regimes térmicos e hídricos e do balanço hídrico nos municípios de Ribeirão Preto, Campinas e Presidente Prudente (SP) no período de 1969-2001**. 2002. Dissertação (Mestrado em Geografia) — Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro, 2002.

GAMARRA, N. L. R.; CORRÊA, M. DE P.; TARGINO, A. C. DE L. Use of remote sensing to retrieve surface albedo and land surface temperature in Londrina (Paraná): A contribution to urban heat island studies. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 29, n. 4, p. 537–550, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/0102-778620130671>.

GAMON, J. A.; SERRANO, L.; SURFUS, J. S. The photochemical reflectance index: an optical indicator of photosynthetic radiation use efficiency across species, functional types, and nutrient levels. **Oecologia**, v. 112, p. 492-501, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1007/s004420050337>.

GARCIA, R. A.; NUNES, J. R. S.; OLIVEIRA, R. R. Metodologias para a criação de indicadores socioambientais em unidades de planejamento em bacias hidrográficas: o caso da bacia do Mucuri - MG. **Revista Geografias**, [S. l.], v. 8, n. 1, p. 64–83, 2012. DOI: 10.35699/2237-549X.13330. Disponível em: <https://periodicos.ufmg.br/index.php/geografias/article/view/13330>. Acesso em: 20 jan. 2026.

GAUDERETO, G., et al. Avaliação de serviços ecossistêmicos na gestão de áreas verdes urbanas. **Ambiente & Sociedade**, v. 21, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc0120r3vu18L4TD>.

GENOVEZ, P. C. **Território e desigualdades: análise espacial intraurbana no estudo da dinâmica de exclusão/inclusão social no espaço urbano em São José dos Campos – SP**. 2005. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) — Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2005.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. São Paulo: Atlas, 2002.

GOMES, M. A. S. **Parques urbanos de Ribeirão Preto - SP: Na produção do espaço, o espetáculo da natureza**. 2009. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Estadual de Campinas: IGE. São Paulo. 316 p. DOI: <https://doi.org/10.47749/T/UNICAMP.2009.469526>.

GOMES, M. A. S. **As praças de Ribeirão Preto - SP: uma contribuição geográfica ao planejamento e à gestão dos espaços públicos**. 2005. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2005. 194p. Disponível em: <https://ud10.arapiraca.ufal.br/repositorio/publicacoes/5270>. Acesso em: 08 ago. 2024.

GOMES, M. A. S. Parques urbanos, políticas públicas e sustentabilidade. **Mercator**, Fortaleza, v. 13, n. 2, p. 79 a 90, 2014. Disponível em: <http://www.mercator.ufc.br/mercator/article/view/809>. Acesso em: 03 jun. 2024.

GOMES, M. P. Protocolo de Kyoto: origem. **Conjuntura Internacional**, n. 4, p. 1, 2005. Disponível em: <https://periodicos.pucminas.br/index.php/conjuntura/article/download/7188/6324>. Acesso em: 06 nov. 2024.

GOULART, J. O.; GONÇALVES, C. DE O. Enclaves fortificados e segregação urbana: a dinâmica contemporânea de urbanização de Ribeirão Preto. **Risco Revista de Pesquisa em Arquitetura e Urbanismo (Online)**, São Carlos, Brasil, v. 17, n. 2, p. 41–59, 2019. DOI: 10.11606/issn.1984-4506.v17i2p41-59. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/risco/article/view/148152>. Acesso em: 03 jun. 2024.

GROVER, A.; SINGH, R. B. Analysis of urban heat island (UHI) in relation to normalized difference vegetation index (NDVI): A comparative study of Delhi and Mumbai. **Environments**, v. 2, n. 2, p. 125-138, 2015. DOI: [10.3390/environments2020125](https://doi.org/10.3390/environments2020125).

GUALDANI, B. A. **Espaços verdes públicos e justiça ambiental: correlações em Ribeirão Preto - SP**. 2024. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2024. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/handle/20.500.14289/21509>.

GUEDES, W. P. et al. DESIGUALDADE SOCIOESPACIAL E DESENVOLVIMENTO TERRITORIAL NO BRASIL: INDICADORES E ÍNDICES. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 25, n. 99, p. 257–278, 2024. DOI: 10.14393/RCG259970664. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/70664>. Acesso em: 06 jan. 2026.

GUSSON, C. dos S. **O impacto da verticalização no microclima urbano e no conforto térmico na escala do pedestre: o papel da geometria e da envoltória dos edifícios**. 2020. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) — Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2020. DOI: 10.11606/T.16.2020.tde-29032021-104403.

GUZZO, P. **Estudos dos espaços livres de uso público e da cobertura vegetal em área urbana da cidade de Ribeirão Preto - SP**. 1999. Dissertação (Mestrado em Geociências). Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 106f.

GUZZO, P.; CARNEIRO, R. M. A.; OLIVEIRA-JÚNIOR, H. Cadastro municipal de espaços livres urbanos de Ribeirão Preto (SP): acesso público, índices e base para novos instrumentos e mecanismos de gestão. **Revista da sociedade brasileira de arborização urbana**, v. 1, n. 1, p. 19-30, 2006. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/revsbau.v1i1.66437>.

HASHIM, H.; ABD LATIF, Z.; ADNAN, N. A. Urban vegetation classification with NDVI threshold value method with very high resolution (VHR) Pleiades imagery. **The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v. 42, p. 237-240, 2019. DOI: [10.5194/isprs-archives-XLII-4-W16-237-2019](https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-4-W16-237-2019).

HERCULANO, S. O clamor por justiça ambiental e contra o racismo ambiental. **Interfacehs**, v. 3, n. 1, p. 1-20, 2008. Disponível em: <http://www3.sp.senac.br/hotsites/blogs/InterfacEHS/wp-content/uploads/2013/07/art-2-2008-6.pdf>.

HERCULANO, S. Resenhando o debate sobre justiça ambiental: produção teórica, breve acervo de casos e criação da rede brasileira de justiça ambiental. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 6, p. 143-151, 2002. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/made/article/download/22124/14488>.

HERZOG, C. P; ROSA, L. Z. Infraestrutura Verde: Sustentabilidade e resiliência para a paisagem urbana. **Revista LABVERDE**, São Paulo, Brasil, n. 1, p. 92–115, 2010. DOI: [10.11606/issn.2179-2275.v0i1p92-115](https://doi.org/10.11606/issn.2179-2275.v0i1p92-115). Disponível em: <https://revistas.usp.br/revistalabverde/article/view/61281>. Acesso em: 20 maio. 2025.

HOU, X. et al. Can urban public services and ecosystem services achieve positive synergies? **Ecological Indicators**, v. 124, p. 107433, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107433>.

HOUGHTON, R. A. et al. Changes in the Carbon Content of Terrestrial Biota and Soils between 1860 and 1980: A Net Release of CO₂ to the Atmosphere. **Ecological monographs**, v. 53, n. 3, p. 235-262, 1983. DOI: <https://doi.org/10.2307/1942531>.

HUANG, S. et al. A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing. **Journal of Forestry Research**, v. 32, n. 1, p. 1–6, 2021.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Regiões de influência das cidades: 2018**. Coordenação de Geografia. Rio de Janeiro: IBGE, 2020. 187 p.

_____. **Evolução dos indicadores não monetários de pobreza e qualidade de vida no Brasil com base na Pesquisa de Orçamentos Familiares**. Rio de Janeiro: IBGE, 2023. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv102021_notas_tecnicas.pdf. Acesso em: 12 jan. 2026.

_____. **Cidades@**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/ribeirao-preto/panorama>. Acesso em: 11 out. 2024.

IKEFUTI, P. V. O impacto das temperaturas extremas na mortalidade por infarto no miocárdio no município de São Paulo. **Hygeia - Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde**, p. e73369–e73369, 2024. DOI: <https://doi.org/10.14393/Hygeia73369>.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). **Climate Change 2001: Synthesis Report**. A contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Watson, R.T.; Core Writing Team (eds.). Cambridge: Cambridge University Press, 2001. 398 p. Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/05/SYR_TAR_full_report.pdf. Acesso em: 14 out. 2024.

_____. **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. DOI: [10.59327/IPCC/AR6-9789291691647](https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647).

IPEA (Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada). **Atlas da vulnerabilidade social nas regiões metropolitanas brasileiras**. Brasília, DF: Ipea, 2015. Disponível em: <http://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/5257>. Acesso em: 11 nov. 2025.

_____. **Agenda 2030: objetivos de desenvolvimento sustentável: avaliação do progresso das principais metas globais para o Brasil: ODS 1: acabar com a pobreza em todas as suas formas, em todos os lugares**. Brasília: IPEA, 2024a. 19 p. (Cadernos ODS, 1). Disponível em: https://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/14124/1/Agenda_2030_ODS_1_Acabar_com_a_pobreza_em_todas_suas_formas.pdf. Acesso em: 21 jan. 2026.

_____. **Agenda 2030: objetivos de desenvolvimento sustentável: avaliação do progresso das principais metas globais para o Brasil: ODS 11: tornar as cidades e os assentamentos humanos inclusivos, seguros, resilientes e sustentáveis**. Brasília: IPEA, 2024b. 18 p. (Cadernos ODS, 11). Disponível

em: https://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/14124/11/Agenda_2030_ODS_11_Tornar_as_cidades_e_os_assentamentos.pdf. Acesso em: 21 jan. 2026.

____. **Agenda 2030: objetivos de desenvolvimento sustentável: avaliação do progresso das principais metas globais para o Brasil: ODS 13: tomar medidas urgentes para combater a mudança do clima e seus impactos**. Brasília: IPEA, 2024c. 18 p. (Cadernos ODS, 13). Disponível em: https://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/14124/13/Agenda_2030_ODS_13_Tomar_medidas_urgentes_para_combater.pdf. Acesso em: 21 jan. 2026.

IPT (Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo). **Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos e estabelecimento de diretrizes técnicas para a elaboração do plano da Bacia Hidrográfica do São José dos Dourados**. São Paulo: CBH-SJD, 1999.

JABBAR, H. K.; HAMOODI, M. N.; AL-HAMEEDAWI, A. N. Urban heat islands: a review of contributing factors, effects and data. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 1129, n. 1, p. 0–9, 2023. DOI: [10.1088/1755-1315/1129/1/012038](https://doi.org/10.1088/1755-1315/1129/1/012038). Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/1129/1/012038>. Acesso em: 13 nov. 2024.

JACOBS, J. **The Economy of Cities**. New York: Random House, 1969.

JANNUZZI, P. DE M. A importância da informação estatística para as políticas sociais no Brasil: breve reflexão sobre a experiência do passado para considerar no presente. **Revista Brasileira de Estudos de População**, v. 35, n. 1, p. e0055, 2018. DOI: <https://doi.org/10.20947/S0102-3098a0055>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbepop/a/77qbqWdQWx3b5gq7wLVmtsF/>. Acesso em: 17 mai. 2025.

JESUS, S. C. de; BRAGA, R. Análise espacial das áreas verdes urbanas da estância de águas de São Pedro – SP. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 6, n. 16, p. 207–224, 2005. DOI: [10.14393/RCG61615460](https://doi.org/10.14393/RCG61615460). Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/15460>. Acesso em: 11 maio. 2025.

JO, H.-K.; KIM, J.-Y.; PARK, H.-M. Carbon reduction and planning strategies for urban parks in Seoul. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 41, p. 48-54, 2019. DOI: [10.1016/j.ufug.2019.03.009](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.03.009).

JOLLIFFE, I. T. Graphical representation of data using principal components. In: JOLLIFFE, Ian T. **Principal component analysis**. 2. ed. New York, NY: Springer New York, 2002. p. 64-91. DOI: https://doi.org/10.1007/978-1-4757-1904-8_5. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4757-1904-8_5. Acesso em: 19 jan. 2026.

JONES, H.; VAUGHAN, R. **Remote sensing of vegetation: principles, techniques, and applications**. New York: Oxford University Press, 2010. 353 p.

KANG, J. et al. Global urbanization indirectly 'enhances' the carbon sequestration capacity of urban vegetation. **Geography and Sustainability**, v. 6, n. 3, p. 100268, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geosus.2025.100268>. Acesso em: 15 jul. 2025.

KANUNGO, T. et al. An efficient k-means clustering algorithm: analysis and implementation. **IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence**,

v. 24, n. 7, p. 881-892, jul. 2002. DOI: <https://doi.org/10.1109/TPAMI.2002.1017616>. Disponível em: <https://ieeexplore.ieee.org/document/1017616>. Acesso em: 19 jan. 2026.

KHADKE, S. et al. Association of environmental injustice and cardiovascular diseases and risk factors in the United States. **Journal of the American Heart Association**, v. 13, n. 7, e033428, 2024. DOI: [10.1161/JAHA.123.033428](https://doi.org/10.1161/JAHA.123.033428).

KODALI, Hanish P. et al. Association of park renovation with park use in New York City. **JAMA network open**, v. 7, n. 4, p. e241429-e241429, 2024. DOI: [10.1001/jamanetworkopen.2024.1429](https://doi.org/10.1001/jamanetworkopen.2024.1429). Disponível em: <https://jamanetwork.com/journals/jamanetworkopen/fullarticle/2817357>. Acesso em: 11 jan. 2026.

KONG, F. *et al.* Effects of spatial pattern of greenspace on urban cooling in a large metropolitan area of eastern China. **Landscape and Urban Planning**, v. 128, p. 35-47, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.04.018>. Acesso em: 16 nov. 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S016920461400108X>. Acesso em: 06 nov. 2024.

KONIJNENDIJK, C. C. A short history of urban forestry in Europe. **Arboriculture & Urban Forestry**, v. 23, n. 1, p. 31-39, 1997. DOI: [10.48044/jauf.1997.004](https://doi.org/10.48044/jauf.1997.004).

KONIJNENDIJK, C. C. Evidence-based guidelines for greener, healthier, more resilient neighbourhoods: Introducing the 3–30–300 rule. **Journal of Forestry Research**, v. 34, n. 4, p. 821–830, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11676-022-01523-z>. Disponível em: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s11676-022-01523-z.pdf>. Acesso em: 13 jun. 2025.

KOTCHETKOFF-HENRIQUES, O. **Caracterização da vegetação natural em Ribeirão Preto, SP: bases para conservação**. 2003. Tese (Doutorado em Biologia Comparada) – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto. 221p. Disponível em: https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/59/59139/tde-29042004-130918/publico/caract_veg.pdf. Acesso em: 11 out. 2024.

KRIEGLER, F. *et al.* Preprocessing transformations and their effects on multispectral recognition. **Proceedings of the Sixth International Symposium on Remote Sensing of Environment**, vol. 02, p. 13-16, 1969.

KUMARI, P. *et al.* Impact of urban heat island formation on energy consumption in Delhi. **Urban Climate**, v. 36, p. 100763, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2020.100763>.

LAFORTEZZA, Raffaele; SANESI, Giovanni. Nature-based solutions: Settling the issue of sustainable urbanization. **Environmental research**, v. 172, p. 394-398, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.12.063>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0013935118306984>. Acesso em: 11 jan. 2026.

LANDSBERG, H. E. Man-made climatic changes: man's activities have altered the climate of urbanized areas and may affect global climate in the future. **Science**, v. 170, n. 3964, p. 1265–1274, 1970. DOI: [10.1126/science.170.3964.1265](https://doi.org/10.1126/science.170.3964.1265).

LAWRENCE, H. W. The neoclassical origins of modern urban forests. **Forest and Conservation History**, v. 37, n. 1, p. 26-36, 1993. DOI: [10.2307/3983816](https://doi.org/10.2307/3983816).

LI, C. *et al.* Interaction between urban microclimate and electric air-conditioning energy consumption during high temperature season. **Applied Energy**, v. 117, p. 149–156, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.11.057>.

Liang, L.; Wang, Z.; Li, J. **The effect of urbanization on environmental pollution in rapidly developing urban agglomerations**. *Journal of Cleaner Production*, v. 237, p. 117649, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117649>. Acesso em: 15 jul. 2025.

LIMA, M. F. C. A.; OLIVEIRA, P. P.; QUARESMA, C. C. Cidades Inteligentes e Resiliência Climática: O Papel da Vegetação Urbana na Regulação Térmica e Sequestro de Carbono em Ribeirão Preto, SP. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, [S. l.], v. 21, n. 2, 2025. DOI: [10.17271/1980082721220256162](https://doi.org/10.17271/1980082721220256162). Disponível em: https://publicacoes.amigosdanatureza.org.br/index.php/forum_ambiental/article/view/6162. Acesso em: 31 jan. 2026.

LOBODA, C. R.; DE ANGELIS, B. L.D. Áreas verdes públicas urbanas: conceitos, usos e funções. **Ambiência-Revista do Centro de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 1, n. 1, p. 125-139, 2005. Disponível em: <https://revistas.unicentro.br/index.php/ambiencia/article/view/157/185>. Acesso em 20 mai. 2025.

LONDE, P. R.; MENDES, P. C. A influência das áreas verdes na qualidade de vida urbana. **Hygeia - Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde**, v. 10, n. 18, p. 264-272, 2014. DOI: [10.14393/Hygeia1026487](https://doi.org/10.14393/Hygeia1026487).

MAB (Movimento dos Atingidos por Barragens). **Quem somos**. Disponível em: <https://mab.org.br/quem-somos/>.

MACHADO, A. M. B.; BIZZO, N. A. **Camponeses da reforma agrária e a floresta: o caso do Assentamento Mário Lago, Ribeirão Preto, SP**. Brasília, DF: Embrapa, 2016. 44 p. Folheto. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1055876>. Acesso em: 4 jan. 2026.

MAGNOLI, M. M. Espaço livre-objeto de trabalho. **Paisagem e Ambiente**, n. 21, p. 175-197, 2006. DOI: [10.11606/issn.2359-5361.v0i21p175-197](https://doi.org/10.11606/issn.2359-5361.v0i21p175-197).

MARTÍNEZ-ALIER, J. **O ecologismo dos pobres: conflitos ambientais e linguagens de valoração**. 4. ed. São Paulo: Contexto, 2018.

MARX, M. **Cidade Brasileira**. São Paulo: Melhoramentos/EDUSP, 1980.

MATOS, P. *et al.* Modeling the provision of air-quality regulation ecosystem service provided by urban green spaces using lichens as ecological indicators. **Science of the Total Environment**, v. 665, p. 521-530, 2019. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2019.02.023](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.023).

MAURÍCIO, C.; VIEIRA BARBOSA NETO, M.; MENEZES DA SILVA, C. E. A função das áreas verdes urbanas na redução do escoamento superficial: estudo de caso na cidade de Recife, PE-Brasil. **Revista Contexto Geográfico**, [S. l.], v. 9, n. 18, p. 78–93, 2024. DOI: [10.28998/contageo.9i.18.16811](https://doi.org/10.28998/contageo.9i.18.16811). Disponível em: <https://ufal.emnuvens.com.br/contextogeografico/article/view/16811>. Acesso em: 27 jan. 2026.

MELLO, K. DE. et al. Cenários ambientais para o ordenamento territorial de áreas de preservação permanente no município de Sorocaba, SP. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 309–317, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000200011>.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. D. **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Brasília: Universidade de Brasília, 2012.

MENESES, A. R. S. de et al. Healthy cities: equitable access to urban parks as health promotion. **The Journal of Engineering and Exact Sciences**, Viçosa/MG, BR, v. 7, n. 1, p. 12020–01, 2021. DOI: 10.18540/jcecvl7iss1pp12020-01-14e. Disponível em: <https://periodicos.ufv.br/jcec/article/view/12020>. Acesso em: 11 jan. 2026.

MILANEZ, B.; FONSECA, I. F. Justiça climática e eventos climáticos extremos: uma análise da percepção social no Brasil. Revista **Terceiro Incluído**, v. 1, n. 2, p. 82-100, 2011. DOI: [10.5216/teri.v1i2.17842](https://doi.org/10.5216/teri.v1i2.17842).

MOHAI, P.; PELLOW, D.; ROBERTS, J. T. Environmental justice. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 34, p. 405-430, 2009. DOI: [10.1146/annurev-environ-082508-094348](https://doi.org/10.1146/annurev-environ-082508-094348).

MONTÈS, N. *et al.* A non-destructive method for estimating above-ground forest biomass in threatened woodlands. **Forest Ecology and Management**, v. 130, n. 1–3, p. 37–46, 2000. DOI: [10.1016/S0378-1127\(99\)00188-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00188-7).

MORATO, R. G.; MACHADO, R. P. P.; MARTINES, M. R. Mapeamento da justiça ambiental e racismo ambiental na bacia do córrego do Morro do “S”, São Paulo/SP. **Geoambiente On-line**, n. 30, p. 214-233, 2018. DOI: [10.5216/revgeoamb.v0i30.51683](https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i30.51683).

MOURA, D. V. Justiça ambiental: um instrumento de cidadania. **Âmbito Jurídico**, v. 65, n. 1, p. 1-10, 2009. Disponível em: http://www.ambito-juridico.com.br/site/index.php?n_link=revista_artigos_leitura&artigo_id=6285

MÜCKE, H. G.; LITVINOVITCH, J. M. Heat Extremes, Public Health Impacts, and Adaptation Policy in Germany. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 21, p. 7862, 2020. DOI: 10.3390/ijerph17217862.

MURTINOVÁ, V.; GALLAY, I.; OLAH, B. Mitigating effect of urban green spaces on surface urban heat island during summer period on an example of a medium size town of Zvolen, Slovakia. **Remote Sensing**, v. 14, n. 18, p. 4492, 2022. DOI: [10.3390/rs14184492](https://doi.org/10.3390/rs14184492).

MUÑOZ, L. S.; DUARTE, D. H. S. Aquecimento urbano, a falta do verde e a falta de espaço: propostas de desenho urbano para adaptação à mudança do clima na microescala na cidade de São Paulo. In: **ENCONTRO NACIONAL DE CONFORTO NO AMBIENTE CONSTRUÍDO**, 16., 2021. Anais [...]. [S. l.], 2021. p. 2047–2052. Disponível em: <https://eventos.antac.org.br/index.php/encac/article/view/4603>. Acesso em: 15 jan. 2026.

MUÑOZ, A. M. M.; FREITAS, S. R. DE. Importância dos Serviços Ecosistêmicos nas Cidades: Revisão das Publicações de 2003 a 2015. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 6, n. 2, p. 89–104, 2017. DOI: 10.5585/geas.v6i2.853. Disponível em: <https://uninove.emnuvens.com.br/geas/article/view/10049>. Acesso em: 11 maio. 2025.

NADALIN, V.; IGLIORI, D. Espreadimento urbano e periferização da pobreza na região metropolitana de São Paulo: evidências empíricas. **EURE (Santiago)**, Santiago, v. 41, n. 124, p. 91-111, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0250-71612015000400005>. Disponível em: http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0250-71612015000400005&lng=es&nrm=iso. Acesso em: 20 jun. 2024.

NASCIMENTO, E. Cartografía de las desigualdades socioespaciales urbanas: el mapa de la exclusión/inclusión social en la región metropolitana de Campinas, Brasil/ Cartography of urban socio-spatial inequalities: map of social exclusion/inclusion in the Metropolitan Region of Campinas, Brazil. **Brazilian Journal of Development**, [S. l.], v. 5, n. 12, p. 33300–33320, 2019. DOI: 10.34117/bjdv5n12-377. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/5779>. Acesso em: 15 dez. 2025.

NEGRI, B. A indústria brasileira de equipamentos para o setor produtor de açúcar e álcool: um estudo de oligopólio. **Brazilian Journal of Political Economy**, v. 1, n. 3, p. 350–371, jul. 1981. DOI: <https://doi.org/10.1590/0101-31571981-3083>.

NERO, B. F. et al. Urban Green Spaces Enhance Climate Change Mitigation in Cities of the Global South: The Case of Kumasi, Ghana. **Procedia Engineering**, v. 198, p. 69-83, 2017. DOI: [10.1016/j.proeng.2017.07.074](https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.07.074).

NIEMELÄ, J. et al. Using the ecosystem services approach for better planning and conservation of urban green spaces: a Finland case study. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 11, p. 3225-3243, 2010. DOI: [10.1007/s10531-010-9888-8](https://doi.org/10.1007/s10531-010-9888-8).

NUCCI, J. C.; CAVALHEIRO, F. Cobertura vegetal em áreas urbanas: conceito e método. **Geosp: Espaço e Tempo (Online)**, São Paulo, v. 6, n. 6, p. 29-36, 1999. DOI: <https://doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geosp.1999.123361>

NUSSENZVEIG, Herch Moysés. **Curso de Física Básica: fluidos, oscilações e ondas, calor**. Editora Blucher, 2018.

NYELELE, C.; KROLL, C. N. The equity of urban forest ecosystem services and benefits in the Bronx, NY. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 53, 126723, 2020. DOI: [10.1016/j.ufug.2020.126723](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126723).

OKE, T. R. The energetic basis of the urban heat island. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society**, v. 108, n. 455, p. 1–24, 1982. DOI: <https://doi.org/10.1002/qj.49710845502>.

OKSANEN, J. et al. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.6-4, 2022.

OLSON, K. R. et al. Experimental considerations, treatments, and methods in determining soil organic carbon sequestration rates. **Soil Science Society of America Journal**, v. 78, n. 2, p. 348–360, 2014. DOI: [10.2136/sssaj2013.09.0412](https://doi.org/10.2136/sssaj2013.09.0412). Disponível em: <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.2136/sssaj2013.09.0412>. Acesso em: 02 out. 2024.

ÖZYAVUZ, M. Analysis of changes in vegetation using multitemporal satellite imagery, the case of Tekirdağ coastal town. **Journal of Coastal Research**, v. 26, n. 6, p. 1038-1046, 2010. DOI: [10.2112/JCOASTRES-D-10-00030.1](https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-10-00030.1).

PAIVA, C. M.; FERNANDES, F. R. Study of Primary Productivity of the Mata Atlântica Biome via Remote Sensing. **Anuário do Instituto de Geociências, Rio de Janeiro**,

BR., v. 38, n. 2, p. 05–14, 2016. DOI: 10.11137/2015_2_05_14. Disponível em: <https://revistas.ufri.br/index.php/aigeo/article/view/6980>. Acesso em: 7 jan. 2026.

PAN, Y. et al. A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 984–988, 2011. DOI: 10.1126/science.1201609.

PARADEDA, M. R. M. **Arquitetura da paisagem e modernidade: um estudo sobre representações e memória das praças de Pelotas: 1860-1930**. 2003. Dissertação (Mestrado em Arquitetura) – Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

PARRON, L. M.; GARCIA, J. R. **Serviços ambientais: conceitos, classificação, indicadores e aspectos correlatos**. In: PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B. de; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. (Ed.). *Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica*. Brasília, DF: Embrapa, 2015. p. 29-35. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1024316>. Acesso em: 06 out. 2024.

PATRIOTA, E. G. et al. Heat the road again! Twenty years of surface urban heat island intensity (SUHI) evolution and forcings in 21 tropical metropolitan regions in Brazil from remote sensing analyses. **Sustainable Cities and Society**, v. 113, p. 105629, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scs.2024.105629>.

PAULA, D. de; CASER, K. do C. Usos e desusos dos parques urbanos: um panorama sobre suas origens, tipos e usos. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, [S. l.], v. 8, n. 63, 2020. DOI: 10.17271/2318847286320202459. Disponível em: https://publicacoes.amigosdanatureza.org.br/index.php/gerenciamento_de_cidades/article/view/2459. Acesso em: 11 jan. 2026.

PAULEIT, Stephan et al. Urban landscapes and green infrastructure. In: **Oxford research encyclopedia of environmental science**. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.23>. Disponível em <https://oxfordre.com/environmentalscience/display/10.1093/acrefore/9780199389414.010001/acrefore-9780199389414-e-23>. Acesso em: 11 jan. 2026.

PRATA, A. J. et al. Thermal remote sensing of land surface temperature from satellites: Current status and future prospects. **Remote sensing reviews**, v. 12, n. 3-4, p. 175-224, 1995. DOI: <https://doi.org/10.1080/02757259509532285>. Acesso em 17 jul. 2025.

PENG, S. et al. Surface urban heat island across 419 global big cities. **Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 2, p. 696–703, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1021/es2030438>.

PENNA, N. A.; FERREIRA, I. B. Desigualdades socioespaciais e áreas de vulnerabilidades nas cidades. **Mercator**, v. 13, n. 3, p. 25-36, 2014. DOI: [10.4215/RM2014.1303.0002](https://doi.org/10.4215/RM2014.1303.0002).

PU, R. et al. Using classification and NDVI differencing methods for monitoring sparse vegetation coverage: a case study of saltcedar in Nevada, USA. **International Journal of Remote Sensing**, v. 29, n. 14, p. 3987-4011, 2008. DOI: [10.1080/01431160801908095](https://doi.org/10.1080/01431160801908095).

QUARESMA, C. C. et al. A crise de mobilidade urbana brasileira e seus antecedentes socioespaciais. In: CORTESE, T. T. P.; KNISS, C. T.; MACCARI, E. A. (Orgs.). **Cidades inteligentes e sustentáveis**. Barueri, SP: Manole, 2017.

QUEIROGA, E. F. Da relevância pública dos espaços livres: um estudo sobre metrópoles e capitais brasileiras. **Revista do Instituto de Estudos Brasileiros**, n. 58, p. 105-132, 2014. DOI: [10.11606/issn.2316-901X.v0i58p105-132](https://doi.org/10.11606/issn.2316-901X.v0i58p105-132).

RAHMAN, A. F. et al. Modeling CO2 flux of boreal forests using narrow-band indices from AVIRIS imagery. **AVIRIS Workshop, JPL/NASA**, Pasadena, Califórnia, 2000. Disponível em: https://aviris.jpl.nasa.gov/proceedings/workshops/00_docs/Rahman_web.pdf. Acesso em 20 de out. 2024.

RAMMÊ, R. S. **Da justiça ambiental aos direitos e deveres ecológicos**. Caxias do Sul: EDUCS, 2012.

RBJA (Rede Brasileira de Justiça Ambiental). **Declaração de Princípios da RBJA**. 2021. Disponível em: <https://rbja.org/wp-content/uploads/2022/12/Declaracao-de-Principios-da-RBJA.pdf>.

REID, W. V. et al. **Ecosystems and human well-being: A report of the Millennium Ecosystem Assessment**. World Resources Institute. Island Press, Washington, DC, 2005. Disponível em: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. Acesso em 29 set. 2024.

RIBEIRO, W. C. Justiça espacial e justiça socioambiental: Uma primeira aproximação. **Estudos Avançados**, v. 31, n. 89, p. 185-198, 2017. DOI: [10.1590/s0103-40142017.31890014](https://doi.org/10.1590/s0103-40142017.31890014).

RIBEIRÃO PRETO (Município). **Plano Local de Habitação de Interesse Social – PLHIS-RP 2020–2029: Complemento I: Assentamentos Precários e/ou Irregulares de Ribeirão Preto**. Ribeirão Preto: SP, 2019.

_____. Lei Complementar nº 2.866, de 3 de maio de 2018. **Dispõe sobre a revisão do Plano Diretor implantado pela Lei Complementar nº 501, de 31 de outubro de 1995, e modificado pela Lei Complementar nº 1.573, de 13 de novembro de 2003, na forma que especifica, e dá outras providências**. Diário Oficial do Município de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, SP, Brasil, 3 maio 2018. Disponível em: <www.ribeiraopreto.sp.gov.br>.

_____. **Inventário Amostral da Arborização de Acompanhamento Viário de Ribeirão Preto**. 2022. Disponível em: <<https://www.ribeiraopreto.sp.gov.br/portal/meio-ambiente/inventario-amostal>>.

_____. Lei Complementar nº 3175, de 17 de abril de 2023. **Disciplina o parcelamento, o uso e a ocupação do solo no município de Ribeirão Preto, de acordo com as diretrizes estabelecidas pela Lei Complementar nº 2.866, de 27 de abril de 2018, que dispõe sobre o plano diretor, e dá outras providências**. Diário Oficial do Município de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 19 abr. 2023. Disponível em: <www.ribeiraopreto.sp.gov.br>.

_____. **Percentual de urbanização do município de Ribeirão Preto, 2000 e 2010**. Disponível em: <https://www.ribeiraopreto.sp.gov.br/portal/dps/percentual-de-urbanizacao>. Acesso em: 16 out. 2024a.

_____. **Parque Municipal do Morro de São Bento**. Disponível em: <https://www.ribeiraopreto.sp.gov.br/portal/principal/parque-municipal-do-morro-de-sao-bento>. Acesso em: 15 nov. 2024b.

____. **Plano Estratégico do Sistema de Áreas Verdes e Arborização Urbana (PESAVAU): Resultados Parciais 2025**. Ribeirão Preto: Prefeitura Municipal, 2025a. Disponível em: <https://www.ribeiraopreto.sp.gov.br/portal/pdf/ambiente180.pdf>. Acesso em: 26 abr. 2025.

____. **Plano Municipal de Prevenção e Combate a Incêndios Florestais**. Ribeirão Preto: Prefeitura Municipal de Ribeirão Preto, 2025b. Disponível em: <https://www.ribeiraopreto.sp.gov.br/portal/pdf/ambiente206.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2026.

ROBBA, F.; MACEDO, S. S. **Praças Brasileiras**. São Paulo: EDUSP/Imprensa Oficial, 2002.

ROLIM, G. D. S. et al. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o estado de São Paulo. **Agrometeorologia**, v. 66, n. 4, p. 711–720, 2007. DOI: 10.1590/S0006-87052007000400022. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/brag/a/NpCWHvyYzzHDFTp6LVyGg5g/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 07 out. 2024.

SANCHES BAPTISTA, A. C.; DE OLIVEIRA SANTOS, I. P. O racismo ambiental na metrópole paulistana: entre os becos e vielas de São Paulo. **Revista da Associação Brasileira de Pesquisadores/as Negros/as (ABPN)**, [S. l.], v. 14, n. Ed. Especi, p. 141–159, 2022. Disponível em: <https://abpnrevista.org.br/site/article/view/1352>. Acesso em: 20 jan. 2026.

SANTOS, C. V. B. **Modelagem espectral para determinação de fluxo de CO2 em áreas de caatinga preservada e em regeneração**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) — Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 2017. Disponível em: <http://localhost:8080/tede/handle/tede/623>. Acesso em: 15 nov. 2024.

SANTOS, Milton. **O espaço do cidadão**. 1. ed. São Paulo: EDUSP, 2007.

SÃO PAULO (Estado). Lei Complementar nº 1.290, de 06 de julho de 2016. **Cria a Região Metropolitana de Ribeirão Preto e dá providências correlatas**. Diário Oficial do Estado de São Paulo: Poder Executivo, São Paulo, 7 jul. 2016. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei.complementar/2016/lei.complementar-1290-06.07.2016.html>. Acesso em: 26 abr. 2025.

____. **Plano de Desenvolvimento Urbano Integrado Região Metropolitana de Ribeirão Preto (RMRP)**. Disponível em: https://rmp.pdui.sp.gov.br/?page_id=127. Acesso em: 26 abr. 2025.

____. **Plano de manejo da Estação Ecológica de Ribeirão Preto**. São Paulo: Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística, 2010. Disponível em: <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/2012/01/EERP-Vol-principal.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2024.

SCHLOSBERG, D.; COLLINS, L. B. From environmental to climate justice: climate change and the discourse of environmental justice. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change**, v. 5, n. 3, p. 359-374, 2014. DOI: [10.1002/wcc.275](https://doi.org/10.1002/wcc.275).

SEGAWA, H. **Ao amor do público: jardins no Brasil**. São Paulo: Studio Nobel/FAPESP, 1996.

SEN, S.; LI, H.; KHAZANOVICH, L. Effect of climate change and urban heat islands on the deterioration of concrete roads. **Results in Engineering**, v. 16, p. 100736, 2022. DOI: [10.1016/j.rineng.2022.100736](https://doi.org/10.1016/j.rineng.2022.100736).

SHADMAN, S. et al. The carbon sequestration potential of urban public parks of densely populated cities to improve environmental sustainability. **Sustainable energy technologies and assessments**, v. 52, p. 102064, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seta.2022.102064>.

SHAO, L. et al. Drivers of global surface urban heat islands: Surface property, climate background, and 2D/3D urban morphologies. **Building and Environment**, v. 242, p. 360–1323, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2023.110581>.

SHIRAISHI, Kinya. The inequity of distribution of urban forest and ecosystem services in Cali, Colombia. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 67, p. 127446, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127446>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1618866721004738?via%3Dihub>. Acesso em: 11 jan. 2026.

SILVA, J. B.; PASQUALETTO, A. O caminho dos parques urbanos brasileiros: da origem ao século XXI. **Revista Estudos**, v. 40, n. 3, p. 287-298, 2013. DOI: [10.18224/est.v40i3.2919](https://doi.org/10.18224/est.v40i3.2919).

SILVA, L. H. P. Ambiente e justiça: sobre a utilidade do conceito de racismo ambiental no contexto brasileiro. **e-cadernos CES**, n. 17, 2012. DOI: [10.4000/eces.1123](https://doi.org/10.4000/eces.1123). Disponível em: <https://hdl.handle.net/10316/36123>.

SILVA, R. G. P.; LIMA, C. L.; SAITO, C. H. Análise Per Capita dos Espaços Verdes Urbanos na Região Metropolitana de São Paulo - Brasil. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, Brasil, v. 38, p. 31–41, 2019. DOI: [10.11606/rdg.v38i1.156105](https://doi.org/10.11606/rdg.v38i1.156105). Disponível em: <https://revistas.usp.br/rdg/article/view/156105>. Acesso em: 11 jan. 2026.

SLOT, M.; RIFAI, S. W.; WINTER, K. Photosynthetic plasticity of a tropical tree species, *Tabebuia rosea*, in response to elevated temperature and [CO₂]. **Plant, Cell & Environment**, v. 44, n. 7, p. 2347–2364, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/pce.14049>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/33759203/>. Acesso em: 14 jan. 2026.

SMITH, P. Carbon sequestration in croplands: The potential in Europe and the global context. **European Journal of Agronomy**, v. 20, n. 3, p. 229-236, 2004. DOI: [10.1016/j.eja.2003.08.002](https://doi.org/10.1016/j.eja.2003.08.002). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1161030103000996>. Acesso em 09 de out. 2024.

SOTO-ESTRADA, E. Estimation of the urban heat island in medellin, Colombia. **Revista Internacional de Contaminacion Ambiental**, v. 35, n. 2, p. 421–434, 2019. DOI: <https://doi.org/10.20937/rica.2019.35.02.13>.

SOUSA, A. Coeficiente de correlação de Pearson e coeficiente de correlação de Spearman: o que medem e em que situações devem ser utilizados? **Correio dos Açores: Matemática**, p. 19-19, 2019. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10400.3/5365>. Acesso em: 12 jun. 2025.

SOUZA E SILVA, R. DE et al. Thermal comfort conditions at microclimate scale and surface urban heat island in a tropical city: A study on João Pessoa city, Brazil.

International Journal of Biometeorology, v. 66, n. 6, p. 1079–1093, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00484-022-02260-y>

STEWART, I. D.; OKE, T. R. Thermal differentiation of local climate zones using temperature observations from urban and rural field sites. **Ninth symposium on urban environment, Keystone, CO**, p. 2–6, 2010.

STEPHENS, M. A. EDF statistics for goodness of fit and some comparisons. **Journal of the American statistical Association**, v. 69, n. 347, p. 730-737, 1974. DOI: <https://doi.org/10.1080/01621459.1974.10480196>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01621459.1974.10480196>. Acesso em 01 jan. 2026.

SUN, Y.; XIE, S.; ZHAO, S. Valuing urban green spaces in mitigating climate change: A city-wide estimate of aboveground carbon stored in urban green spaces of China's Capital. **Global Change Biology**, v. 25, n. 5, p. 1717-1732, 2019. DOI: [10.1111/gcb.14566](https://doi.org/10.1111/gcb.14566).

TADESE, S. et al. Above ground biomass estimation methods and challenges: A review. **Journal of Energy Technologies and Policy**, v. 9, n. 8, p. 12–25, 2019. DOI: [10.7176/JETP/9-8-02](https://doi.org/10.7176/JETP/9-8-02). Disponível em: <https://iiste.org/Journals/index.php/JETP/article/view/50481/52138>. Acesso em: 26 out. 2024.

TEOBALDO NETO, A.; AMORIM, M. C. DE C. T. Ilha de Calor Urbana e desconforto térmico: uma análise episódica em Cuiabá/MT. **Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento**, n. 1, p. 1492–1506, 2017. DOI: <https://doi.org/10.20396/sbqfa.v1i2017.2059>.

TERRA-OLIVEIRA, M.; GANEM, K. A.; BAPTISTA, G. M. Análise sazonal da relação entre sequestro de carbono e ilhas de calor urbanas nas metrópoles de São Paulo, Rio De Janeiro, Belo Horizonte e Brasília. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n. 4, p. 807-825, 2017. DOI: [10.14393/rbcv69n4-44336](https://doi.org/10.14393/rbcv69n4-44336). Acesso em: 15 nov. 2024.

TESTA, et al. Modelagem da temperatura da superfície urbana em função da cobertura vegetal e da população de municípios paulistas. In: **DESENVOLVIMENTO RURAL E SUSTENTABILIDADE: energia, produção e novos mercados**. Curitiba: Editora Científica Digital, 2022. p. 117–141. DOI: <https://doi.org/10.37885/220308009>. Disponível em: <https://downloads.editoracientifica.com.br/articles/220308009.pdf>. Acesso em: 13 jun. 2025.

THORSEN, B. J. et al. (ed.). **The provision of forest ecosystem services: quantifying and valuing non-marketed ecosystem services**. Joensuu: European Forest Institute, 2014. 76 p. (What Science Can Tell Us, 5, vol. 1). ISBN 978-952-5980-13-4. Disponível em: https://efi.int/sites/default/files/files/publication-bank/2018/efi_wsctu5_vol1_2014.pdf. Acesso em: 15 jul. 2025.

TORRES, H. da G.; MARQUES, E. C. Reflexões sobre a hiperperiferia: novas e velhas faces da pobreza no entorno municipal. **Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais**, [S. l.], n. 4, p. 49, 2001. DOI: [10.22296/2317-1529.2001n4p49](https://doi.org/10.22296/2317-1529.2001n4p49). Disponível em: <https://rbeur.anpur.org.br/rbeur/article/view/57>. Acesso em: 1 fev. 2026.

TRINDADE, A. R. et al. Mapeamento de remanescentes florestais em áreas urbanas: uso de dados espaciais para estimativa de índice de áreas verdes e de sequestro de carbono. **Revista GeoNordeste**, v. 1, p. 77–93, 2021. DOI: [10.33360/RGN.2318-](https://doi.org/10.33360/RGN.2318-)

2695.2021.i1.p.77-93. Disponível em: <https://periodicos.ufs.br/geonordeste/article/view/14635>. Acesso em: 19 out. 20247.

UNDERWOOD, B. S. et al. Increased costs to US pavement infrastructure from future temperature rise. **Nature Climate Change** 2017 **7:10**, v. 7, n. 10, p. 704–707, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate3390>.

United Nations (UN). **Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change**. 1998. Disponível em: <https://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>. Acesso em: 13 out. 2024.

_____. Department of Economic and Social Affairs. **World Urbanization Prospects: The 2018 Revision**. Nova York: United Nations, 2019. 123 p. (Statistical Papers - United Nations (Ser. A), Population and Vital Statistics Report). Disponível em: <https://doi.org/10.18356/b9e995fe-en>. Acesso em: 16 ago 2025.

_____. **Envisaging the Future of Cities**. 2022. Disponível em: https://unhabitat.org/sites/default/files/2022/06/wcr_2022.pdf. Acesso em: 16 out. 2024.

USGS (United States Geological Survey). **Landsat 8-9 Collection 2 Level 2 Science Product (Guide)**. United States Geological Survey: Asheville, NC, USA, p. 1-42, 2022. Disponível em: https://d9-wret.s3.us-west-2.amazonaws.com/assets/palladium/production/s3fs-public/media/files/LSDS-1619_Landsat8-9-Collection2-Level2-Science-Product-Guide-v6.pdf. Acesso em: 10 nov. 2024.

_____. **Landsat 8 surface reflectance and surface temperature (L2SP) science products: scene LC08_L2SP_220075_20240501_20240511_02_T1**. Sioux Falls, SD: U.S. Geological Survey, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.5066/P9OGBGM6>. Acesso em: 29 de abr. 2025.

USP (Universidade de São Paulo). **Em Ribeirão Preto, USP transformou fazenda de café em área verde**. 2017. Disponível em: <https://jornal.usp.br/?p=79530>. Acesso em 12 nov. 2024.

VAN LEEUWEN, E.; NIJKAMP, P.; DE NORONHA VAZ, T. The multifunctional use of urban greenspace. **International Journal of Agricultural Sustainability**, v. 8, n. 1-2, p. 20-25, 2010. DOI: [10.3763/ijas.2009.0466](https://doi.org/10.3763/ijas.2009.0466).

VARANDA, M. E.; OLIVEIRA, C. DE; BAROSELA, J. R. Restauração de processos ecológicos no Projeto Floresta da USP-RP: um projeto coletivo. **VII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu - MG**, 2005. Disponível em: <https://www.seb-ecologia.org.br/revistas/indexar/anais/viiceb/resumos/374a.pdf>. Acesso em: 19 out. 2024.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento, Fundação IBGE, 1991. Disponível em: <https://jbb.ibict.br/handle/1/397>. Acesso em: 24 set. 2024.

VIEIRA, J. et al. Green spaces are not all the same for the provision of air purification and climate regulation services: The case of urban parks. **Environmental Research**, v. 160, p. 306-313, 2018. DOI: [10.1016/j.envres.2017.10.006](https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.006).

VILA NOVA, R. A; GONÇALVES, R. Mikosz; LIMA, F. V. M. S. Análise Temporal de Ilhas de Calor Através da Temperatura de Superfície e do Índice de Vegetação em

Recife-PE, Brasil. **Revista Brasileira de Cartografia**, [S. l.], v. 73, n. 2, p. 598–614, 2021. DOI: 10.14393/rbcv73n2-54522. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/54522>. Acesso em: 11 jul. 2026.

VON STACKELBERG, K. T. **The Roman Garden: Space, Sense, and Society**. London: Routledge, 2009. DOI: [10.4324/9780203875193](https://doi.org/10.4324/9780203875193).

VOOGT, J. A.; OKE, T. R. Thermal remote sensing of urban climates. **Remote Sensing of Environment**, v. 86, n. 3, p. 370–384, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(03\)00079-8](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(03)00079-8).

WANDERLEY, R. L. N. et al. Relationship between land surface temperature and fraction of anthropized area in the Atlantic forest region, Brazil. **PLOS ONE**, v. 14, n. 12, e0225443, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225443>. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0225443>. Acesso em: 14 jan. 2026.

WANG, Y. C.; LIN, J. C. Air quality enhancement zones in Taiwan: A carbon reduction benefit assessment. **Forest Policy and Economics**, v. 23, p. 40-45, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2012.07.009>.

WEINGARTNER, G. **A construção de um sistema de espaços livres públicos de recreação e conservação ambiental em Campo Grande – MS**. 2008. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

WESTMAN, W. E. How much are nature's services worth? Measuring the social benefits of ecosystem functioning is both controversial and illuminating. **Science**, v. 197, n. 4307, p. 960-964, 1977. DOI: [10.1126/science.197.4307.960](https://doi.org/10.1126/science.197.4307.960). Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.197.4307.960>. Acesso em: 24 set. 2024.

WHITTAKER, R. H.; LIKENS, G. E. Primary production: the biosphere and man. **Human Ecology**, v. 1, p. 357-369, 1973. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF01536732>.

YIN, R. K. **Estudo de Caso: Planejamento e métodos**. Bookman editora, 2015.

ZHANG, P. et al. Contributions of climatic and anthropogenic drivers to vegetation dynamics indicated by NDVI in a large dam-reservoir-river system. **Journal of Cleaner Production**, v. 256, p. 120477, 2020. DOI: [10.1016/j.jclepro.2020.120477](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120477). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652620305242>. Acesso em: 01 out. 2024.

ZHANG, Y.; SHAO, Z. Assessing of urban vegetation biomass in combination with LiDAR and high-resolution remote sensing images. **International Journal of Remote Sensing**, v. 42, n. 3, p. 964–985, 2021. DOI: [10.1080/01431161.2020.1820618](https://doi.org/10.1080/01431161.2020.1820618). Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/01431161.2020.1820618>. Acesso em: 01 out. 2024.

ZHAO, D. et al. Carbon sinks in urban public green spaces under carbon neutrality: A bibliometric analysis and systematic literature review. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 86, p. 128037, 2023. DOI: [10.1016/j.ufug.2023.128037](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.128037). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S161886672300208X>. Acesso em: 01 out. 2024.

ZHAO, X. L. et al. The Microclimate Effect of Urban Park Fitness Trail in Spring: A Case Study of Harbin Zhao Lin Park. **Energy Procedia**, v. 134, p. 266-275, 2017. DOI: [10.1016/j.egypro.2017.09.616](https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.09.616).

7. APÊNDICE

7.1. Dicionário de dados Censo do IBGE

Indicadores do Censo IBGE 2022 empregados na dissertação a partir do dicionário total de dados agregados por setores censitários.

VARIÁVEL	CATEGORIAS	DESCRIÇÃO
CD_SETOR	-	Geocódigo de Setor Censitário
SITUACAO	-	Situação do Setor Censitário
	Urbana	Urbana
	Rural	Rural
AREA_KM2	-	Área do Setor Censitário em quilômetros quadrados
V0001	-	Total de pessoas
V06004	Renda do Responsável	Valor do rendimento nominal médio mensal das pessoas responsáveis com rendimentos por domicílios particulares permanentes ocupados
V01006	Demografia	Quantidade de moradores
V01318	Cor ou Raça	Cor ou raça é preta
V01320	Cor ou Raça	Cor ou raça é parda
V01031	Demografia	0 a 4 anos
V00900	Alfabetização	15 anos ou mais, Morador sabe ler e escrever
V00901	Alfabetização	15 anos ou mais, Morador não sabe ler e escrever
V01064	Parentesco	Pessoa responsável pelo domicílio, 12 a 17 anos
V01065	Parentesco	Pessoa responsável pelo domicílio, 18 a 24 anos
V01042	Demografia	Pessoa responsável pelo domicílio
V00979	Alfabetização	Pessoa responsável pelo domicílio, Sexo feminino, 15 a 29 anos, Morador não sabe ler e escrever
V00981	Alfabetização	Pessoa responsável pelo domicílio, Sexo feminino, 30 a 59 anos, Morador não sabe ler e escrever
V00983	Alfabetização	Pessoa responsável pelo domicílio, Sexo feminino, 60 anos ou mais, Morador não sabe ler e escrever
V01063	Parentesco	Pessoa responsável pelo domicílio, Sexo feminino
V00001	Características do Domicílio - Parte 1	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados
V00002	Características do Domicílio - Parte 1	Domicílios Particulares Improvisados Ocupados

V00003	Características do Domicílio - Parte 1	do	Unidades de Habitação em Domicílios Coletivos Com Morador
V00005	Características do Domicílio - Parte 1	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Quantidade de moradores
V00006	Características do Domicílio - Parte 1	do	Domicílios Particulares Improvisados Ocupados, Quantidade de moradores
V00007	Características do Domicílio - Parte 1	do	Domicílios Coletivos Com Morador, Quantidade de moradores
V00637	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Domicílio não possui ligação à rede geral de distribuição de água, Quantidade de moradores
V00508	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Utiliza rede geral de distribuição, Quantidade de moradores
V00509	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Utiliza poço profundo ou artesiano, Quantidade de moradores
V00510	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Utiliza poço raso, freático ou cacimba, Quantidade de moradores
V00511	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Utiliza fonte, nascente ou mina, Quantidade de moradores
V00512	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Utiliza carro-pipa, Quantidade de moradores
V00513	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Utiliza água da chuva armazenada, Quantidade de moradores
V00514	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Utiliza rios, açudes, córregos, lagos e igarapés, Quantidade de moradores
V00515	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Utiliza outra forma de abastecimento de água, Quantidade de moradores
V00552	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, 1 banheiro de uso exclusivo com chuveiro e vaso sanitário existentes no domicílio, Quantidade de moradores
V00553	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, 2 banheiros de uso exclusivo com chuveiro e vaso

			sanitário existentes no domicílio, Quantidade de moradores
V00554	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, 3 banheiros de uso exclusivo com chuveiro e vaso sanitário existentes no domicílio, Quantidade de moradores
V00555	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, 4 ou mais banheiros de uso exclusivo com chuveiro e vaso sanitário existentes no domicílio, Quantidade de moradores
V00556	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Apenas banheiro de uso comum a mais de um domicílio, Quantidade de moradores
V00557	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Apenas sanitário ou buraco para dejeções, inclusive os localizados no terreno, Quantidade de moradores
V00580	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Destinação do esgoto do banheiro ou sanitário ou buraco para dejeções é rede geral ou pluvial, Quantidade de moradores
V00581	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Destinação do esgoto do banheiro ou sanitário ou buraco para dejeções é fossa séptica ou fossa filtro ligada à rede, Quantidade de moradores
V00582	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Destinação do esgoto do banheiro ou sanitário ou buraco para dejeções é fossa séptica ou fossa filtro não ligada à rede, Quantidade de moradores
V00583	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Destinação do esgoto do banheiro ou sanitário ou buraco para dejeções é fossa rudimentar ou buraco, Quantidade de moradores
V00584	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Destinação do esgoto do banheiro ou sanitário ou buraco para dejeções é vala, Quantidade de moradores
V00585	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Destinação do esgoto do banheiro ou sanitário ou buraco para dejeções é rio, lago, córrego ou mar, Quantidade de moradores

V00586	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Destinação do esgoto do banheiro ou sanitário ou buraco para dejeções é outra forma, Quantidade de moradores
V00587	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Destinação do esgoto inexistente, pois não tinham banheiro nem sanitário, Quantidade de moradores
V00612	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Lixo coletado no domicílio por serviço de limpeza, Quantidade de moradores
V00613	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Lixo depositado em caçamba de serviço de limpeza, Quantidade de moradores
V00614	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Lixo queimado na propriedade, Quantidade de moradores
V00615	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Lixo enterrado na propriedade, Quantidade de moradores
V00616	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Lixo jogado em terreno baldio, encosta ou área pública, Quantidade de moradores
V00617	Características do Domicílio - Parte 3	do	Domicílios Particulares Permanentes Ocupados, Outro destino do lixo, Quantidade de moradores

7.2. Mapeamento Temático dos Indicadores Socioespaciais

Apresentam-se os mapas temáticos correspondentes a indicadores adicionais de vulnerabilidade socioespacial utilizados na pesquisa. Esses indicadores complementam a análise desenvolvida no corpo do trabalho, em especial o ILVS e ISV, permitindo uma leitura ampliada das condições demográficas, socioeconômicas e habitacionais no município de Ribeirão Preto. Embora não tenham sido discutidos individualmente no texto principal, tais mapeamentos fornecem subsídios importantes para a compreensão integrada dos padrões de vulnerabilidade e desigualdade socioespacial observados no território municipal.

Figura A1 – Distribuição espacial da proporção de crianças de 0 a 4 anos por setor censitário de Ribeirão Preto, SP. Fonte: autor, 2026.

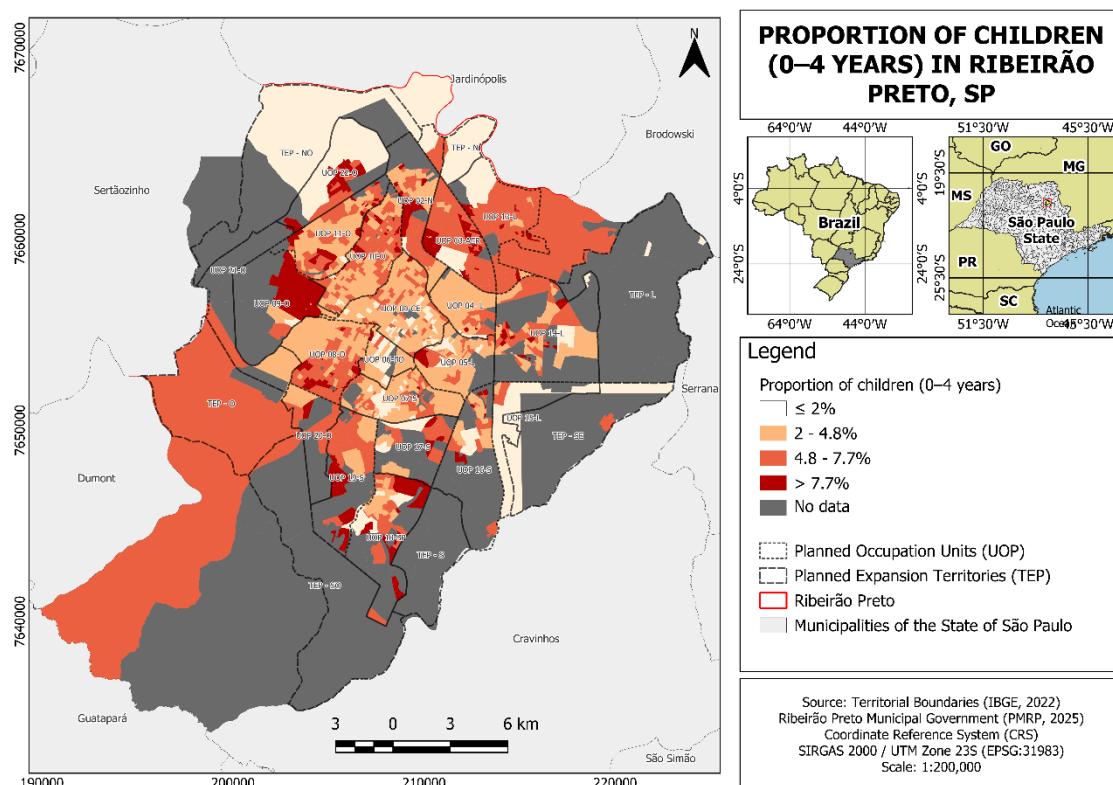


Figura A2 – Distribuição espacial da densidade demográfica (moradores por km²) por setor censitário de Ribeirão Preto, SP. Fonte: autor, 2026.

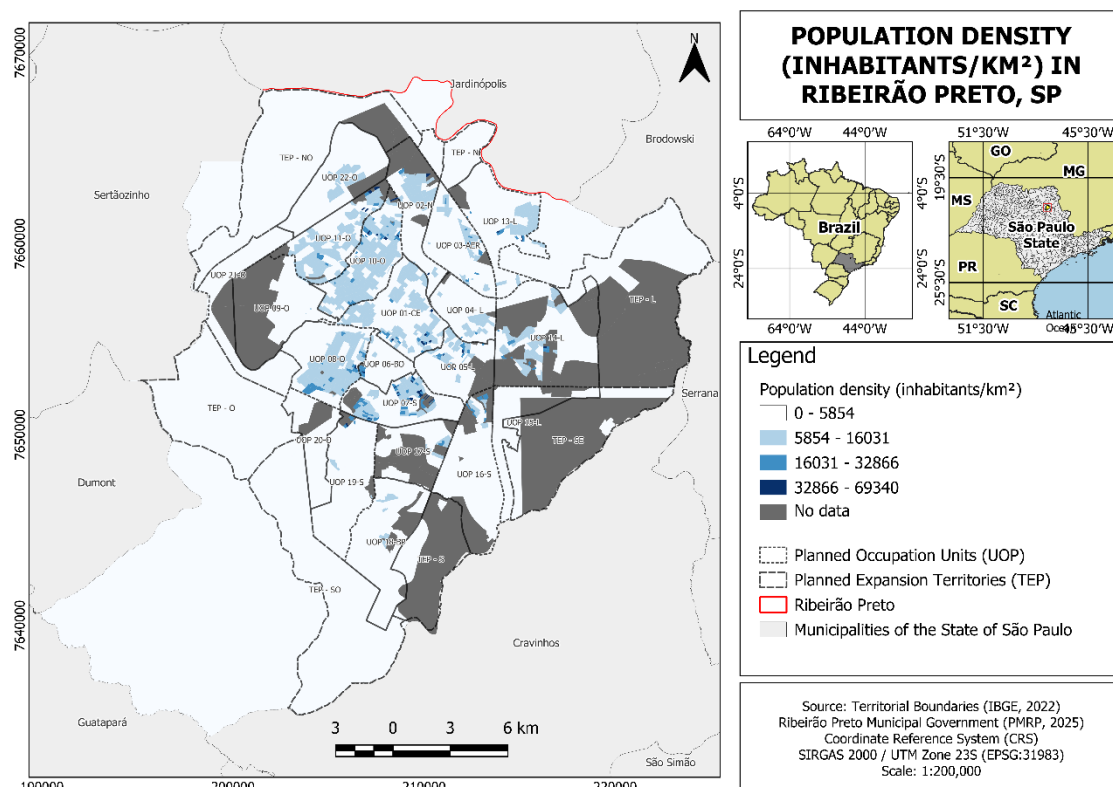


Figura A3 – Distribuição espacial da proporção de moradores em favelas e domicílios particulares improvisados por setor censitário de Ribeirão Preto, SP. Fonte: autor, 2026.

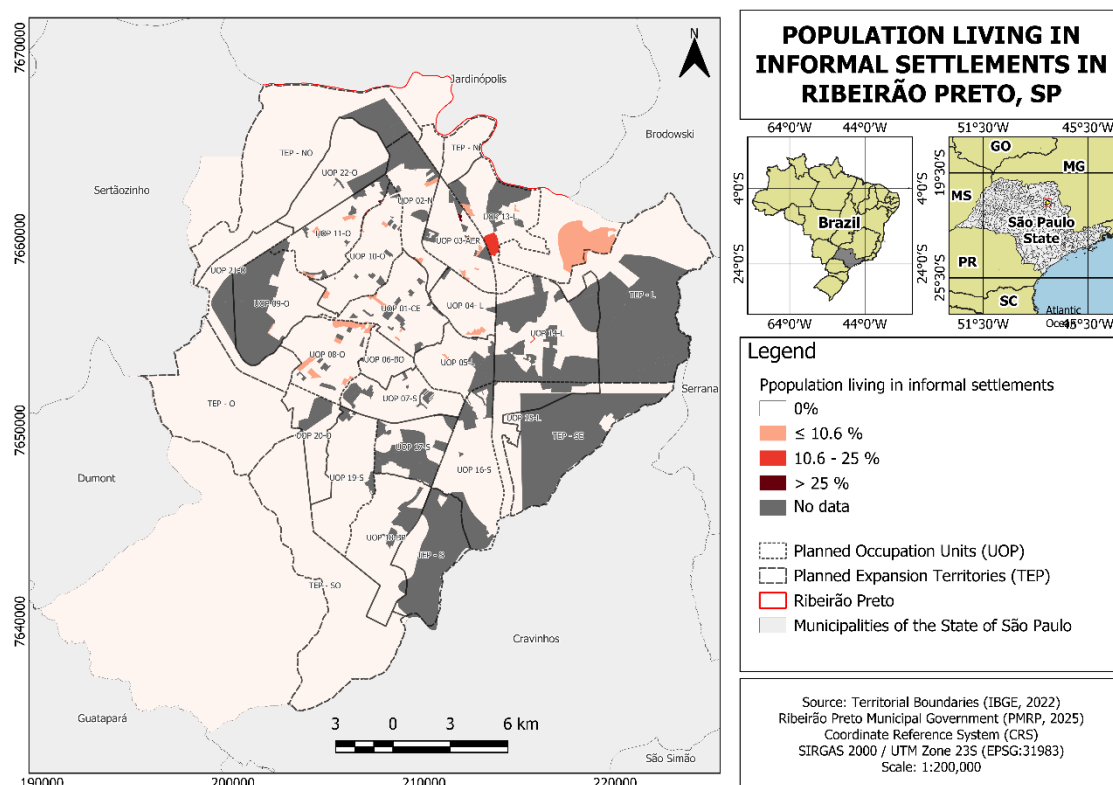


Figura A4 – Distribuição espacial da proporção de domicílios sem abastecimento de água por setor censitário de Ribeirão Preto, SP. Fonte: autor, 2026.

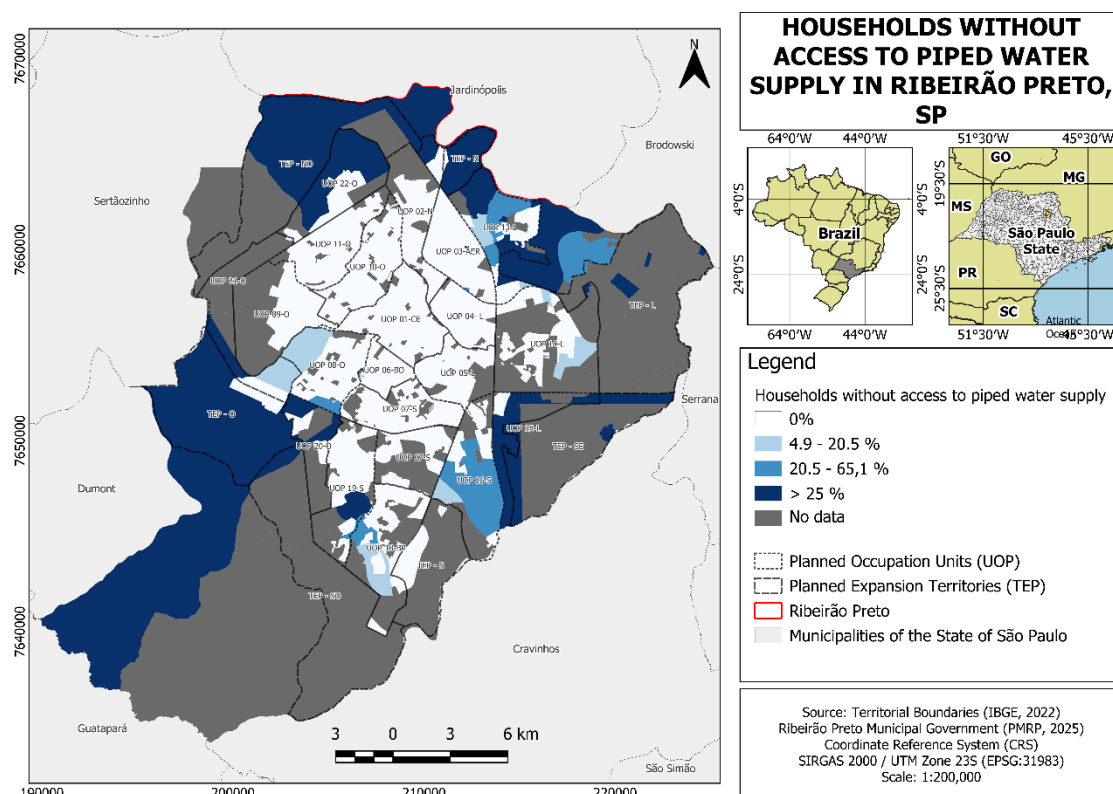


Figura A5 – Distribuição espacial da proporção de domicílios sem coleta de lixo por setor censitário de Ribeirão Preto, SP. Fonte: autor, 2026.

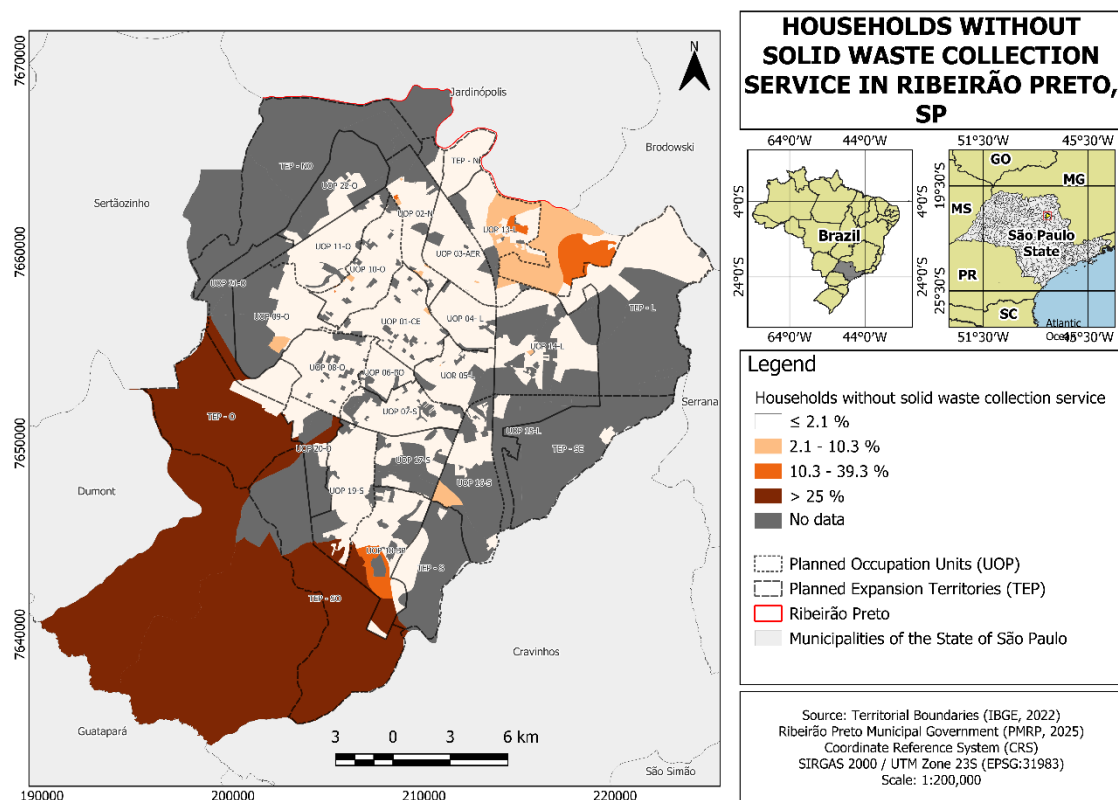


Figura A6 – Distribuição espacial da proporção de responsáveis pelo domicílio jovens por setor censitário de Ribeirão Preto, SP. Fonte: autor, 2026.

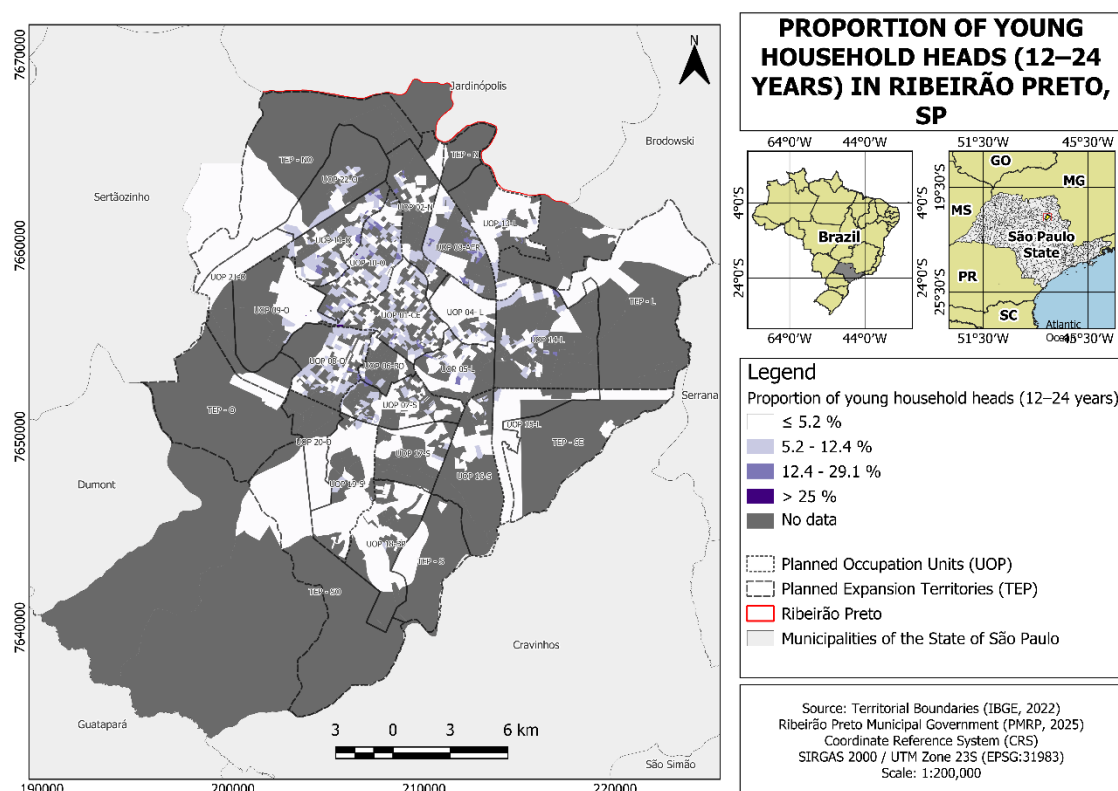
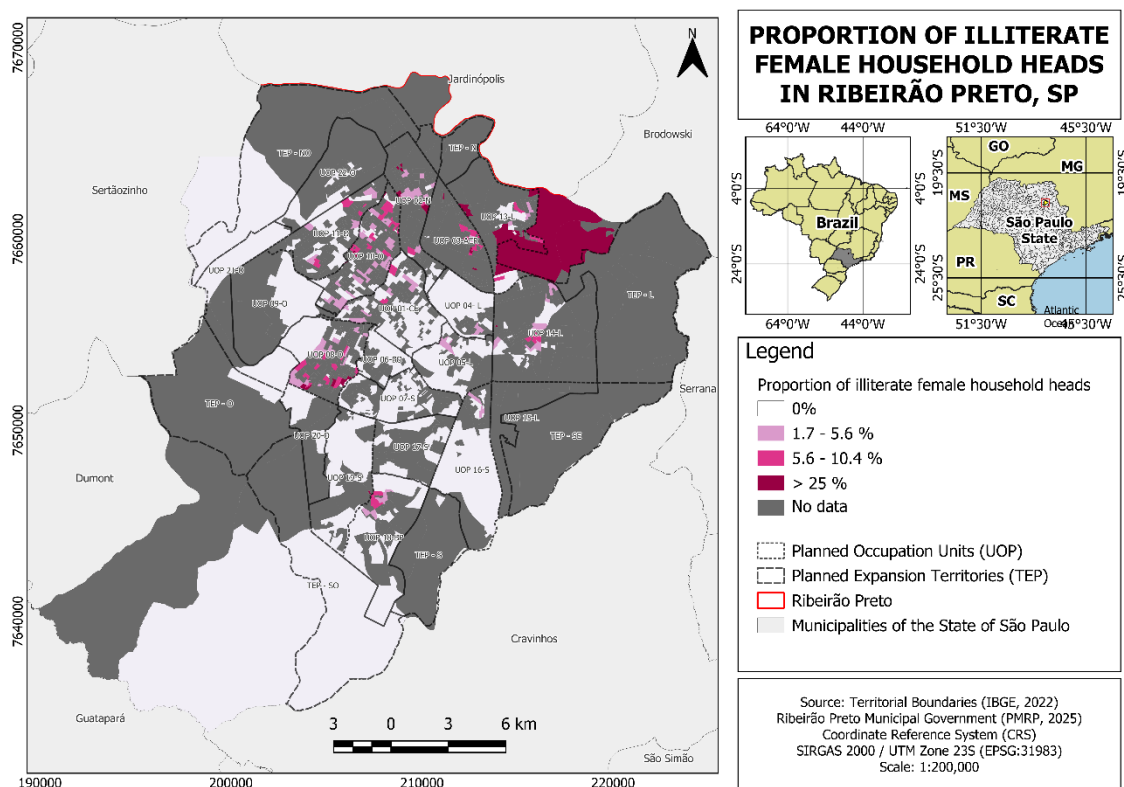


Figura A7 – Distribuição espacial da proporção de mulheres responsáveis pelo domicílio não alfabetizadas por setor censitário de Ribeirão Preto, SP. Fonte: autor, 2026.



8. ANEXOS

Planilha-resumo contendo a totalidade dos indicadores sociais e ambientais empregados na Análise de Componentes Principais (PCA).

