



Universidade de São Paulo
Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas
Departamento de Geografia

RODRIGO HITOSHI ENDO

**Mapeamento da vegetação e superfícies impermeáveis de áreas
urbanas no Estado de São Paulo: estimativas por meio de imagens
Landsat-8**

São Paulo
2026

RODRIGO HITOSHI ENDO

**Mapeamento da vegetação e superfícies impermeáveis de áreas urbanas no
Estado de São Paulo: estimativas por meio de imagens Landsat-8**

Versão Original

Trabalho de Graduação Individual submetido ao Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, da Universidade de São Paulo, como requisito para obtenção do grau de Bacharel em Geografia.

Área de concentração: Sensoriamento Remoto, Análise Espacial e Geoprocessamento.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Shinji Kawakubo

**SÃO PAULO
2026**

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Catálogo na Publicação
Serviço de Biblioteca e Documentação
Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo

E56m Endo, Rodrigo Hitoshi
Mapeamento da vegetação e superfícies impermeáveis de áreas urbanas no Estado de São Paulo: estimativas por meio de imagens Landsat-8 / Rodrigo Hitoshi Endo; orientador Fernando Shinji Kawakubo - São Paulo, 2026.
68 f.

TGI (Trabalho de Graduação Individual)- Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo. Departamento de Geografia.

1. Sensoriamento Remoto. 2. Distribuição Espacial. 3. Vegetação. 4. Impermeabilização. I. Kawakubo, Fernando Shinji, orient. II. Título.

Nome: Endo, Rodrigo Hitoshi

Título: Mapeamento da vegetação e superfícies impermeáveis de áreas urbanas no Estado de São Paulo: estimativas por meio de imagens Landsat-8

Trabalho de Graduação Individual submetido ao Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, da Universidade de São Paulo, como requisito para obtenção do grau de Bacharel em Geografia.

Aprovado em:

Banca examinadora

Prof. Dr: _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Assinatura:

Prof. Dr: _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Assinatura:

Prof. Dr: _____

Instituição: _____

Julgamento: _____

Assinatura:

Agradecimentos

Aos meus pais, Cláudio e Maria Cristina, pelo eterno apoio e suporte durante todos os anos de estudo. Serei sempre grato pelas oportunidades e experiências que vocês me proporcionaram.

Ao professor Fernando Shinji Kawakubo, pela oportunidade de realização desta pesquisa e o acompanhamento cuidadoso durante sua realização. Agradeço pela dedicação na orientação deste trabalho e pelos aprendizados valiosos que me foram transmitidos.

A Andressa, minha companheira de todos os momentos, por tornar meus dias mais leves e tranquilos. Agradeço por sempre poder contar com sua capacidade de me fazer sorrir, mesmo nos dias mais difíceis. Ter você sempre ao meu lado é uma verdadeira honra e um privilégio pelo qual serei eternamente grato.

A todos os meus queridos amigos que me acompanharam antes e durante o curso de Geografia. Agradeço por todas as experiências que compartilhamos e por toda a ajuda que me proporcionaram nestes anos de estudo.

Agradeço a todos por fazerem parte da minha trajetória. Sem seu apoio, nada disso seria possível.

RESUMO

ENDO, R. H. **Mapeamento da vegetação e superfícies impermeáveis de áreas urbanas no Estado de São Paulo: estimativas por meio de imagens Landsat-8.** 2026. Trabalho de Graduação Individual - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2026.

Os ambientes urbanos estão entre as áreas mais intensamente afetadas pelas transformações antrópicas, gerando uma grande diversidade de impactos ambientais que repercutem na qualidade de vida da população urbana. Um dos principais indicadores destas transformações são as superfícies impermeáveis, responsáveis por uma série de impactos com danos sociais, econômicos e ambientais significativos. No entanto, grande parte destes impactos podem ser significativamente mitigados pela presença de vegetação, contribuindo não só para a redução dos impactos das mudanças climáticas relacionadas com a urbanização, mas também com melhorias significativas no bem-estar da população urbana. Diante do exposto, o presente trabalho aplicou metodologias de sensoriamento remoto para realizar o mapeamento da vegetação e de superfícies impermeáveis de áreas urbanas do Estado de São Paulo a partir de imagens multiespectrais do satélite Landsat-8 OLI (30 m de resolução no terreno). A metodologia empregada fez uso do Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME), que permite a avaliação da distribuição de diferentes componentes da superfície (*endmembers*) a partir de suas características espectrais. Neste estudo foram aplicados *endmembers* de vegetação, para estimativas de vegetação intraurbana; alto albedo e asfalto para estimativas de superfícies impermeáveis; e água para estimativas de corpos hídricos. As estimativas obtidas pelo MLME foram validadas a partir de imagens de alta resolução do satélite PlanetScope (4.77 m de resolução no terreno), através das quais foram obtidos indicadores de validação satisfatórios. Através do modelo gerado foi observado que grande parte das áreas urbanas do Estado são cobertas por superfícies impermeáveis e com vegetação pouco presente e desigualmente distribuída, indicando assim uma desigual distribuição dos impactos relacionados à urbanização no Estado de São Paulo.

Palavras-Chaves: Modelo Linear de Mistura Espectral; Superfícies Impermeáveis; Vegetação Intraurbana; Sensoriamento Remoto.

ABSTRACT

ENDO, R. H. **Mapping Urban Vegetation and Impervious Surfaces of urban settings in the State of São Paulo: Estimates Using Landsat-8 Imagery.** 2026. Trabalho de Graduação Individual - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2026.

Urban environments are among some of the areas most intensely affected by anthropogenic transformations, generating a wide diversity of environmental impacts that affect the quality of life of urban populations. One of the main indicators of these transformations is impervious surfaces, which are responsible for a range of impacts with significant social, economic, and environmental consequences; however, a large portion of these impacts can be significantly mitigated by the presence of vegetation, contributing not only to reducing the impacts of climate change related to urbanization but also to substantial improvements in the well-being of urban populations. In this context, this study applied remote sensing methodologies to map vegetation and impervious surfaces in urban areas of the State of São Paulo using multispectral images from the Landsat-8 OLI satellite (30 m spatial resolution). The methodology employed made use of the Linear Spectral Mixture Model (LSMM), which enables the assessment of the distribution of different surface components (endmembers) based on their spectral characteristics; in this study, vegetation endmembers were applied to estimate intra-urban vegetation, high-albedo and asphalt endmembers to estimate impervious surfaces, and water endmembers to estimate water bodies. The estimates obtained by the LSMM were validated using high-resolution images from the PlanetScope satellite (4.77 m spatial resolution), from which satisfactory validation indicators were obtained. Based on the generated model, it was observed that a large proportion of urban areas in the state are covered by impervious surfaces, with vegetation being scarce and unevenly distributed, thus indicating an unequal distribution of urbanization-related impacts in the State of São Paulo.

Keywords: Linear Spectral Mixture Model; Impervious Surfaces; Intra-Urban Vegetation; Remote Sensing.

SUMÁRIO

1	Introdução.....	8
2	Objetivos.....	10
3	Justificativa.....	11
4	Caracterização da Área de Estudo.....	13
5	Fundamentação Teórica.....	18
	5.1 Impactos da Urbanização no Estado de São Paulo.....	18
	5.2 A Importância da Vegetação em Ambientes Urbanos.....	20
	5.3 Impactos de Superfícies Impermeáveis.....	22
	5.4 Avaliação da Vegetação Intraurbana e Superfícies Impermeáveis por Sensoriamento Remoto.....	24
	5.4.1 Princípios conceituais do Sensoriamento Remoto.....	24
	5.4.2 Revisão Bibliográfica.....	28
6	Metodologia.....	31
	6.1 Materiais Utilizados.....	33
	6.2 Seleção de Endmembers.....	35
	6.3 Processamento do MLME.....	41
	6.3.1 Recorte de Áreas Urbanizadas.....	41
	6.3.2 Normalização Espectral.....	41
	6.3.3 Rotina de Processamento de Modelos.....	42
	6.3.4 Avaliação dos Resultados.....	43
7	Resultados e Discussão.....	47
8	Conclusões.....	61
	Referências Bibliográficas.....	63

1 Introdução

As regiões urbanas estão associadas a algumas das principais transformações e intervenções antrópicas sobre a superfície terrestre, modificando drasticamente as características naturais das regiões onde se estabelecem para dar suporte às populações humanas e suas atividades econômicas e sociais. O processo de urbanização é responsável por um grande número de impactos ambientais sobre a população, afetando assim o bem-estar físico e psicológico de milhões de pessoas que residem em ambientes urbanos.

O Estado de São Paulo se destaca nesta discussão devido ao fato de que ele reúne algumas das maiores áreas urbanas do Brasil, como é o caso da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), onde residem mais de 20.000.000 de habitantes, o que equivale a mais da metade da população urbana do Estado (SEADE, 2025). Além da RMSP, o Estado de São Paulo tem em seu território muitas outras áreas urbanas, de diferentes dimensões e com características próprias. Dessa forma, o processo de urbanização teve consequências particulares para cada uma destas áreas urbanas, afetando suas populações de diferentes formas.

Um dos principais indicadores do processo de urbanização é o amplo processo de impermeabilização de superfícies (Scalenghe; Marsan, 2009). As superfícies impermeáveis reúnem diversos materiais que são comumente utilizados em áreas urbanas, como é o caso de telhados, concreto, asfalto, entre outros. Esta impermeabilização de superfícies resulta em alguns dos principais impactos ambientais que prejudicam ecossistemas e que degradam a qualidade de vida da população urbana, desde a alteração do balanço energético das cidades, que geram o aumento das temperaturas (Muñoz; Duarte; Emmanuel, 2025) e alterações nos padrões de precipitação (Marengo *et al.*, 2020) até o aumento do volume de água no escoamento superficial, gerando risco de enchentes e inundações (Young; Papini, 2020) e a degradação de corpos hídricos (Arnold; Gibbons, 1996).

Apesar da amplitude do processo de impermeabilização de superfícies e da intensidade das mudanças climáticas observadas em ambientes urbanos, grande parte de seus impactos podem ser mitigados pela distribuição de vegetação nas cidades (Muñoz; Duarte, 2025). Nesse sentido, a vegetação desempenha papéis fundamentais para a melhora da qualidade de vida da população urbana através da redução de temperaturas, redução de poluentes da atmosfera, redução da

intensidade de fenômenos de enchentes e inundações, restauração do balanço energético das cidades, preservação da biodiversidade, melhora na saúde física e psicológica da população, entre muitos outros (Kisvarga *et al.*, 2025).

Nesse sentido, o estudo da distribuição de superfícies impermeáveis e da vegetação intraurbana é de grande importância para a análise dos impactos ambientais da urbanização e para um planejamento urbano adequado que busque reduzir os impactos das mudanças climáticas em ambientes urbanos. Para isso, metodologias de sensoriamento remoto se tornaram extremamente úteis para este tipo de avaliação, empregando uma grande variedade de análises baseadas em imagens multiespectrais obtidas por satélites orbitais (Novo, 2008). A ampla disponibilidade de imagens de satélites como as do Landsat-8 ou do Sentinel-2 tem permitido um crescimento significativo do número de pesquisas que empregam metodologias de sensoriamento remoto para diversos fins, desde análises de remanescentes florestais (Nalon *et al.*, 2022) até estudos que avaliam características ambientais e sociais de áreas urbanas (Muñoz; Duarte; Emmanuel, 2025).

Assim, a proposta deste estudo é realizar o mapeamento da vegetação e de superfícies impermeáveis em áreas urbanas do Estado de São Paulo baseado em imagens multiespectrais geradas pelo sensor Operational Land Imager (OLI) do satélite Landsat-8. Para este fim, foi empregada a metodologia do modelo linear de mistura espectral (MLME) (Shimabukuro; Smith, 1991), que permite a análise de diferentes componentes da superfície terrestre a partir de suas características espectrais. Através desta metodologia, a resposta espectral de cada pixel da imagem permite seu fracionamento de acordo com a proporção dos componentes de interesse, gerando assim imagens fração que podem ser empregadas para diversos fins (Shimabukuro; Dutra; Arai, 2020).

Como resultado do presente trabalho, foi elaborado um MLME que gerou imagens frações que permitem a avaliação da vegetação intraurbana e de superfícies impermeáveis para todos os municípios do Estado de São Paulo. Estas informações são fundamentais para o entendimento da distribuição dos impactos ambientais da urbanização sobre a população paulista e para o enfrentamento das mudanças climáticas em ambientes urbanos no Estado de São Paulo.

2 Objetivos

Como objetivo geral deste trabalho, busca-se a elaboração de um MLME para o mapeamento da vegetação intraurbana e superfícies impermeáveis distribuídas pelos municípios do Estado de São Paulo a partir de imagens multiespectrais geradas pelo sensor OLI do satélite Landsat-8.

Como objetivos específicos deste trabalho, são apontados:

- a) permitir a avaliação da distribuição espacial da vegetação intraurbana em diferentes municípios do Estado de São Paulo, criando condições para a proposição de políticas públicas que busquem a expansão da vegetação urbana priorizando áreas mais carentes de infraestruturas verdes;
- b) permitir a avaliação da distribuição de superfícies impermeáveis em diferentes municípios do Estado de São Paulo, possibilitando então a identificação de áreas mais afetadas por seus impactos.

3 Justificativa

O Estado de São Paulo foi escolhido como área de estudo para o mapeamento da vegetação intraurbana e de superfícies impermeáveis por concentrar algumas das principais áreas urbanas do Brasil (IBGE, 2019). Alguns estudos já se dedicaram ao mapeamento de superfícies impermeáveis sobre a RMSP (Kawakubo *et. al.*, 2019), mas outros municípios de médio ou pequeno porte ainda carecem de dados que auxiliem análises adequadas da distribuição da vegetação e superfícies impermeáveis em áreas urbanas do Estado.

Com a intensificação do processo de urbanização, são amplificados também os impactos gerados sobre a população urbana, relacionados ao aumento das temperaturas (Muñoz; Duarte; Emmanuel, 2025), alterações das condições climáticas (Marengo *et. al.*, 2020), aumento da vulnerabilidade a eventos de enchentes e inundações (Young; Papini, 2020), entre muitos outros. Um dos principais indicadores deste processo de urbanização são as superfícies impermeáveis, reunindo uma grande variedade de materiais que são amplamente utilizados em áreas urbanas (Arnold; Gibbons, 1996). Dessa forma, entender a distribuição das superfícies impermeáveis nos municípios do Estado de São Paulo pode auxiliar significativamente no entendimento dos impactos causados pela urbanização e assim auxiliar os gestores em ações de políticas públicas

Além das superfícies impermeáveis, a presença da vegetação em áreas urbanas também é de grande importância, trazendo diversos benefícios para a população e contribuindo para a mitigação dos impactos associados com as superfícies impermeáveis (Muñoz; Duarte, 2025). Dessa forma, é de grande importância que sejam elaboradas propostas para a expansão da vegetação intraurbana e outras infraestruturas verdes. Para que estas políticas sejam eficientes, é necessário entender a atual distribuição da vegetação em áreas urbanas, identificando assim áreas em que estas políticas de expansão de áreas verdes sejam mais eficientes.

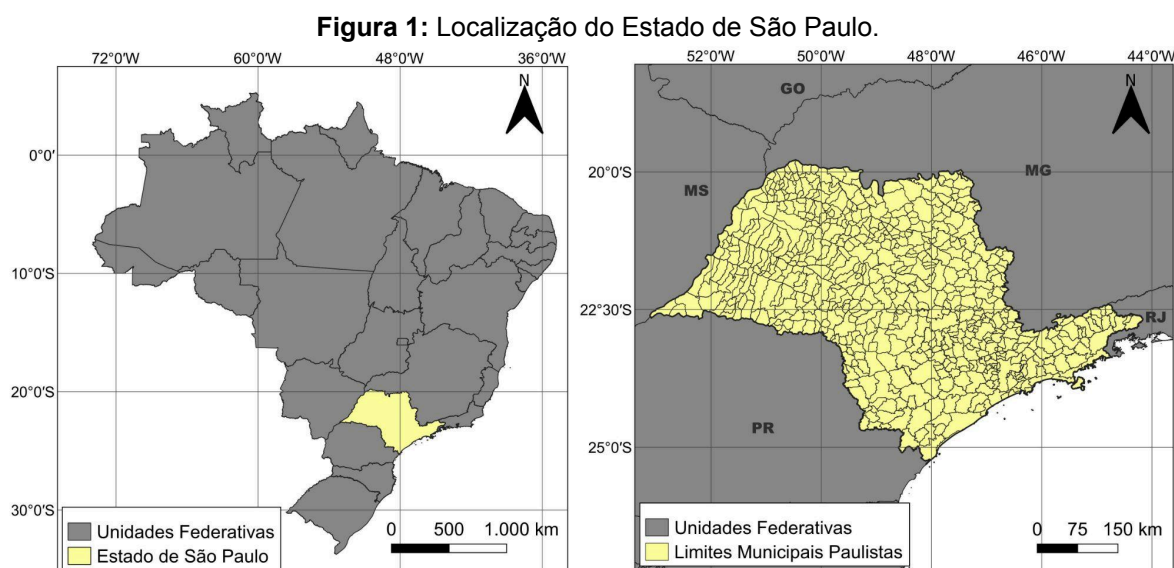
Um aspecto de fundamental importância nesta discussão diz respeito à distribuição tanto da vegetação quanto de superfícies impermeáveis em áreas urbanas. Estes dois elementos se encontram distribuídos de forma extremamente desigual pela superfície das cidades, fazendo com que uma parcela relativamente pequena da população seja beneficiada pela presença de vegetação, e outras,

especialmente grupos socioeconomicamente vulneráveis (González-Marín; Garrido-Cumbrera, 2025), sejam intensamente afetados pelos impactos da urbanização em áreas em que a vegetação é praticamente inexistente. Nesse sentido, é necessário não só a ampliação de políticas públicas para a expansão da vegetação em áreas urbanas, mas também que seja realizada uma distribuição justa dos benefícios providenciados por ela (Muñoz; Duarte, 2025).

Dessa forma, entender a distribuição das superfícies impermeáveis em áreas urbanas é de grande importância para se dimensionar os impactos ambientais da urbanização, principalmente ao se considerar que estes impactos não se distribuem igualmente entre a população, mas afetam mais intensamente grupos que são vulneráveis, tanto do ponto de vista socioeconômico, como é o caso de populações de baixa renda, quanto do ponto de vista de saúde, como no caso de idosos e crianças. (Lin; Zhang; Chen, 2023). Através de técnicas de sensoriamento remoto, o presente trabalho busca contribuir neste debate através do mapeamento tanto de superfícies impermeáveis quanto da vegetação intraurbana nos municípios do Estado de São Paulo, buscando assim auxiliar na proposição de políticas públicas que visam enfrentar os impactos ambientais da urbanização.

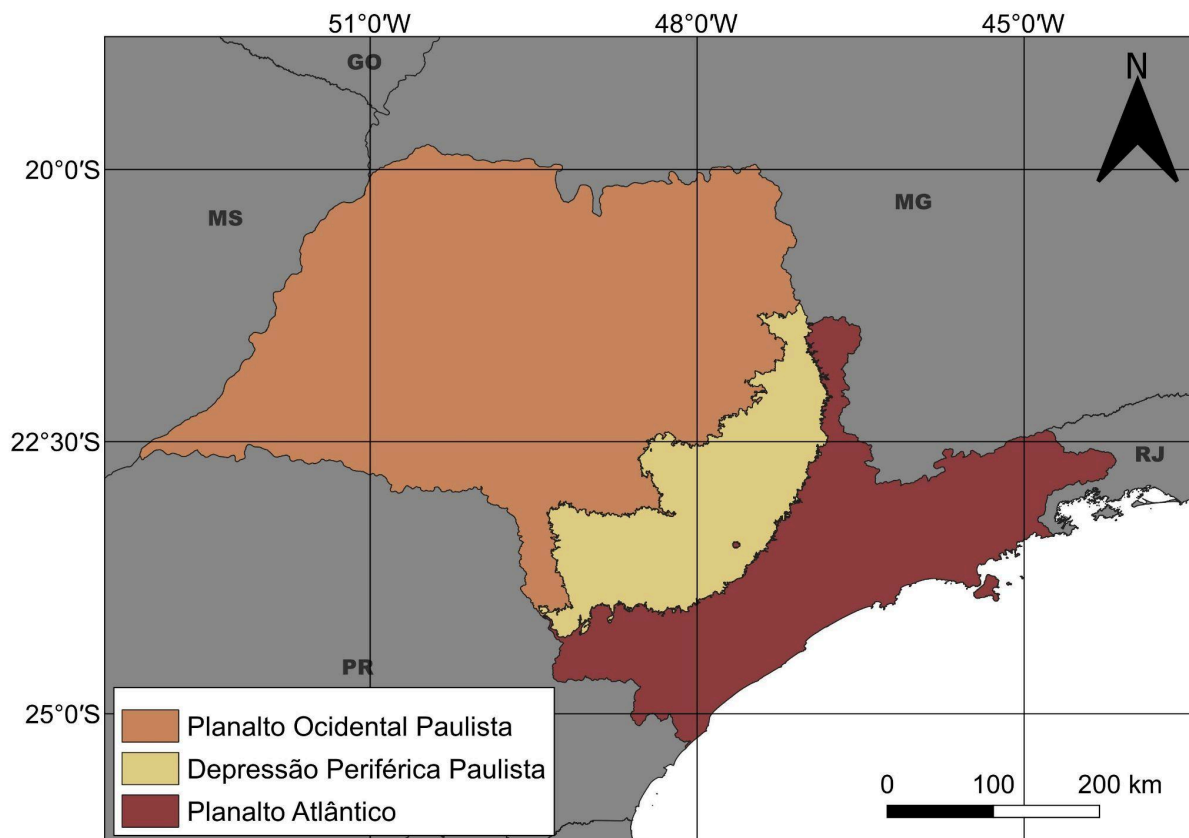
4 Caracterização da Área de Estudo

O Estado de São Paulo está localizado na Região Sudeste do Brasil, ocupando uma área de aproximadamente 240.219 km² entre as coordenadas 19°47'22" e 25°18'35" de latitude sul e 44°09'46" e 53°05'15" de longitude oeste, com limites territoriais com os Estados de Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, Paraná e Rio de Janeiro (Figura 1).



Fonte: IBGE, 2024. Elaborado pelo autor.

Segundo Ross e Moroz (2011), a geomorfologia do Estado de São Paulo pode ser dividida em duas estruturas morfoestruturais (Figura 2). A primeira é a Bacia Sedimentar do Paraná, que ocupa a maior parte do interior do Estado e é subdividida nas morfoesculturas da Depressão Periférica Paulista e do Planalto Ocidental Paulista, com terrenos sedimentares com poucas ondulações e intrusões e derrames basálticos que formam as feições de cuestas. A outra morfoestrutura do Estado é Cinturão Orogênico do Atlântico, que ocupa a margem Atlântica com a morfoescultura do Planalto Atlântico, onde estão localizados os terrenos serranos com densa rede de drenagem compostos por rochas ígneas e metamórficas.

Figura 2: Unidades morfoesculturais do relevo do Estado de São Paulo.

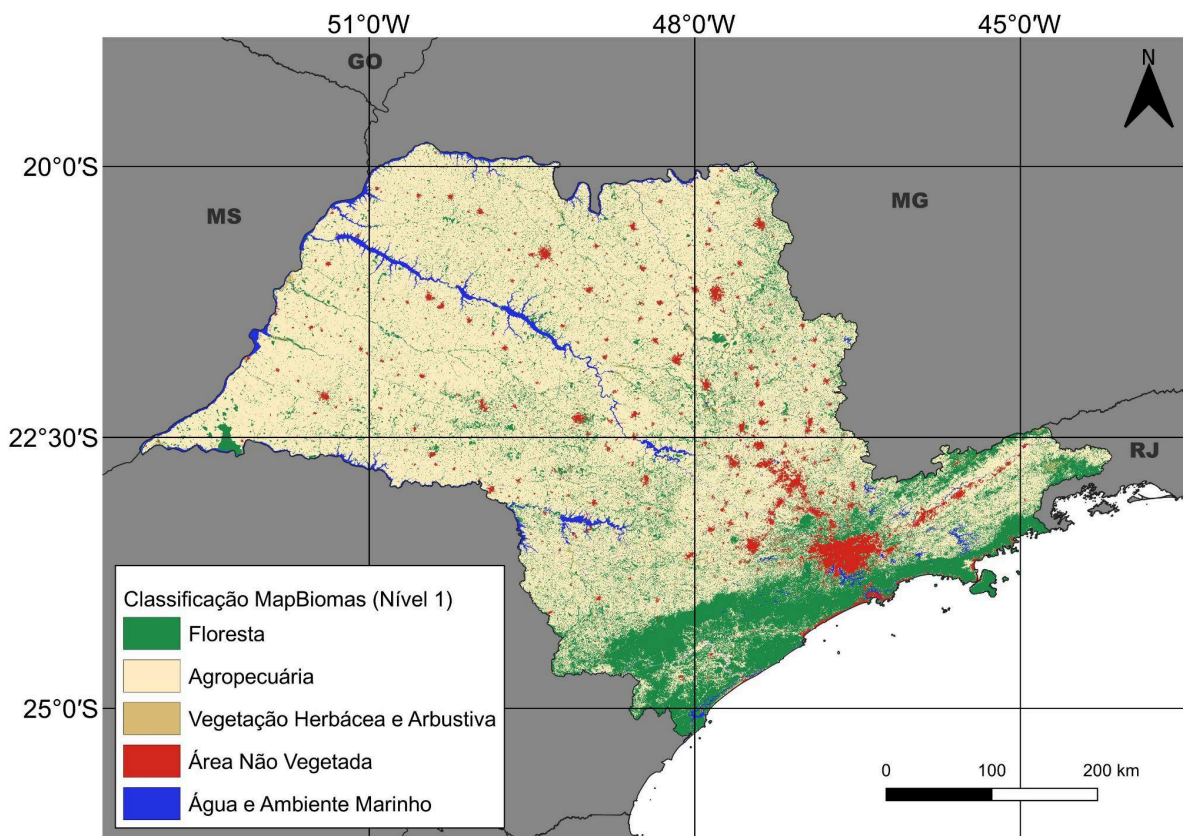
Fonte: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo; Coordenadoria de Planejamento Ambiental; Instituto Geológico, 2014; Ross; Moroz, 2011. Adaptado. Elaborado pelo autor.

As características geomorfológicas do Estado de São Paulo têm influências diretas sobre as dinâmicas climáticas paulistas. Segundo Martinelli (2010), as temperaturas médias do Estado acompanham a disposição geral do relevo, se elevando em direção ao interior ou para o litoral a partir do Planalto Atlântico. A pluviosidade também é fortemente influenciada pela disposição do relevo, com valores mais elevados nas porções litorâneas e serranas, e decrescendo conforme o deslocamento em direção ao interior. De acordo com o sistema classificação climático de Köppen, o Estado de São Paulo pode então ser classificado nos tipos climáticos tropical, subdivido em tropical úmido sem estação seca (Af) e tropical úmido com inverno seco (Aw), e temperado úmido, subdivido em temperado úmido quente com inverno seco (Cwa), temperado úmido com inverno seco (Cwb), temperado úmido quente sem estação seca (Cfa) e temperado úmido sem estação seca (Cfb).

As dinâmicas climáticas, por sua vez, são refletidas nas características da vegetação do Estado de São Paulo. Segundo o Inventário da Cobertura Vegetal

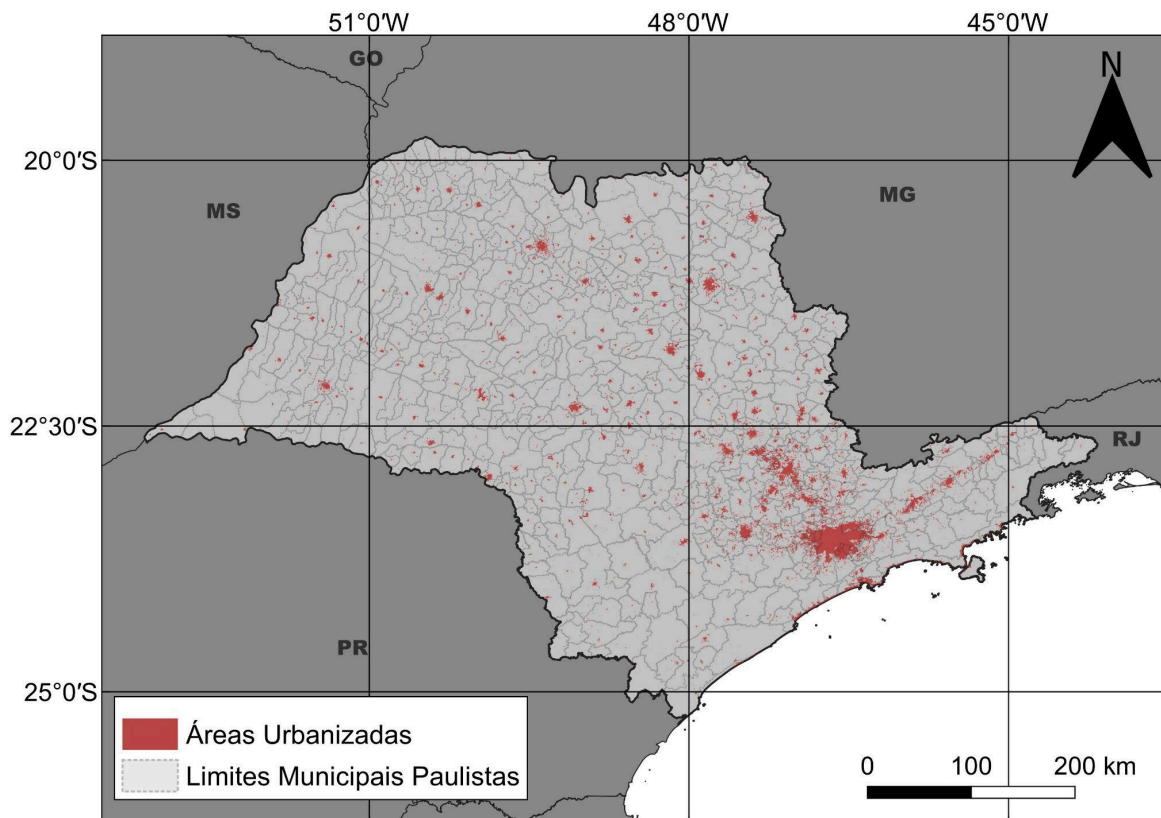
Nativa do Estado de São Paulo (Nalon *et al.*, 2022), existem dois tipos de vegetação nativa distribuídos pelo Estado de São Paulo, a Mata Atlântica e o Cerrado, que respectivamente ocupam originalmente 67,3% e 32,7% do território paulista. A Mata Atlântica é composta por florestas umbrófilas densas, distribuídas principalmente em regiões litorâneas e mais úmidas do Estado, enquanto o Cerrado é composto por formações savânicas, localizadas principalmente em regiões do interior paulista. Estes biomas são caracterizados por sua grande importância ecológica, especialmente em relação a sua biodiversidade. Infelizmente, a maior parte desta vegetação nativa foi desmatada pela ocupação humana e outras atividades econômicas, restando apenas 32,6% de remanescentes de Mata Atlântica e 3% de Cerrado em relação a suas áreas originais. Deve-se considerar também que grande parte destas áreas remanescentes encontram-se intensamente fragmentadas, muitas vezes em pequenas áreas, o que dificulta ainda mais a reprodução de suas espécies, ameaçando assim a preservação da biodiversidade destas áreas.

Esta transformação das paisagens naturais pode ser explicada por intervenções antrópicas e transformações no uso e cobertura do solo. No caso do Estado de São Paulo, grande parte dos usos do solo são dedicados a atividades agropecuárias ou para ocupação urbana, com remanescentes naturais concentrados em áreas serranas ou litorâneas. De acordo com o mapeamento do uso e cobertura do solo realizado pelo MapBiomas (2025) observado na Figura 3, a maior parte do Estado de São Paulo é ocupada por atividades agropecuárias, que representam 72,6% da superfície do Estado, enquanto áreas não vegetadas, incluindo ocupações urbanas, ocupam 3,5% da superfície do Estado. As demais áreas são ocupadas por vegetação de florestas, vegetações herbáceas e arbustivas e corpos hídricos, que representam respectivamente 20,1%, 1,4% e 2,4% da superfície do Estado.

Figura 3: Uso e Cobertura do Solo no Estado de São Paulo

Fonte: MapBiomas, 2025. Elaborado pelo Autor

No caso de áreas urbanas, o Estado de São Paulo se destaca por apresentar algumas das maiores aglomerações urbanas do Brasil. Segundo dados e projeções da Fundação SEADE (2025), a população urbana do Estado de São Paulo é de 44.415.280 habitantes, correspondendo a um grau de urbanização de 96,7%. Para comportar esta grande população urbana, as cidades do Estado de São Paulo podem atingir grandes proporções e que, segundo mapeamentos realizados pelo IBGE (2019), superaram 8.614,62 km² (Figura 4). No entanto, esta população se distribui de forma extremamente desigual por diferentes áreas urbanas, concentrando-se principalmente em grandes manchas urbanas, organizadas em Regiões Metropolitanas (Tabela 1), mas distribuída também por municípios pequenos e médios, especialmente no interior do Estado. Dessa forma, entender a distribuição e a dimensão das áreas urbanas do Estado de São Paulo é de fundamental importância para se entender e combater os impactos ambientais do processo de urbanização e para garantir assim melhores condições de vida para a população urbana paulista.

Figura 4: Áreas urbanizadas do Estado de São Paulo.

Fonte: IBGE, 2019. Elaborado pelo autor.

Tabela 1: Regiões Metropolitanas do Estado de São Paulo

Região Metropolitana (RM)	População Urbana	Grau de Urbanização
RM São Paulo	21.485.138	98,9%
RM Campinas	3.254.521	97,7%
RM Vale do Paraíba e Litoral Norte	2.443.289	94,9%
RM Sorocaba	1.958.217	90,7%
RM Baixada Santista	1.900.147	99,9%
RM Ribeirão Preto	1.683.317	97,7%
RM Piracicaba	1.494.738	96,7%
RM São José do Rio Preto	876.957	93,4%
RM Jundiaí	810.169	97,3%
Demais Municípios	8.508.787	92,5%
Total	44.415.280	96,7%

Fonte: SEADE, 2025

5 Fundamentação Teórica

Foi observado que as áreas urbanas do Estado de São Paulo podem atingir diferentes proporções e possuem características próprias. Nesse sentido, a presente seção busca analisar como diferentes impactos da urbanização foram observados e como se manifestam no Estado de São Paulo, assim como estabelecer a importância de alguns dos principais temas e referências metodológicas utilizadas como base para este estudo.

5.1 Impactos da Urbanização no Estado de São Paulo

As paisagens urbanas são os ambientes mais marcados pela intervenção antrópica sobre espaços naturais, causando inúmeros impactos sobre o ambiente, desde a remoção quase completa da vegetação natural, até a impermeabilização de grandes porções da superfície (Scalenghe; Marsan, 2009). Como consequência destas intervenções, as populações de áreas urbanas passam a sofrer cada vez mais os impactos ambientais da urbanização, especialmente aquelas que habitam regiões que sofreram intervenções mais intensas ou que são socialmente vulneráveis, tornando-se assim particularmente ameaçadas pelas mudanças climáticas em áreas urbanas (Lin; Zhang; Chen, 2023).

Devido ao intenso grau de urbanização do Estado de São Paulo, desenvolveram-se grandes aglomerados urbanos em diferentes regiões paulistas, que por sua vez geraram impactos ambientais intensos e que atingem a população paulista de diferentes municípios de diferentes formas. Estes impactos estão relacionados com as intervenções que são realizadas em ambientes urbanos, como a perda de cobertura vegetal, concentração de construções, equipamentos e pessoas, impermeabilização de solos, canalização do escoamento superficial, acúmulo de partículas e gases na atmosfera, produção de energia artificial, entre outros (Lima; Rueda, 2018). Existem diversos estudos que buscaram avaliar os diversos tipos de impactos da urbanização sobre o Estado de São Paulo, especialmente sobre a RMSP, que concentra a maior parte da população urbana do Estado (IBGE, 2019).

Um dos principais impactos da urbanização é o aumento de temperaturas em áreas urbanas associado com o efeito de Ilha de Calor Urbana e o aumento da

intensidade de eventos de ondas de calor. Conforme o estudo de Muñoz, Duarte e Emmanuel (2025) sobre a cidade de São Paulo, áreas urbanas são cobertas por materiais que levam ao acúmulo de calor sobre estas regiões, especialmente aqueles que compõem superfícies impermeáveis. Com a intensificação da urbanização, o efeito da ilha de calor e os eventos de ondas de calor, este impacto sobre as temperaturas de ambientes urbanos se tornam ainda mais severos, especialmente sobre grupos vulneráveis (Lin; Zhang; Chen, 2023). Nesse sentido, é possível afirmar que existem desigualdades significativas na distribuição dos impactos relacionados ao aumento das temperaturas entre diferentes parcelas da população de áreas urbanas.

Além do aumento das temperaturas, a remoção da cobertura vegetal e a impermeabilização de superfícies também geram impactos significativos sobre o clima de regiões urbanas, causadas por alterações no equilíbrio energético e no ciclo hidrológico em áreas intensamente urbanizadas (Lima; Rueda, 2018). Como consequência, áreas urbanas observam aumento das temperaturas e alterações nos padrões de chuvas. Ao estudar a RMSP, Marengo *et al.* (2020) apontam este tipo de alterações climáticas em tendências de aumento no número de dias consecutivos sem precipitação e da ocorrência de eventos de precipitação extremos e de redução de dias de chuva leve. Nesse sentido, o aumento do período de estiagem pode resultar em dificuldades no abastecimento hídrico da população paulista (Lima; Lombardo; Rueda, 2018) e o aumento da frequência e intensidade de eventos de precipitação extrema podem tornar mais frequentes ocorrências de enchentes e inundações, especialmente ao se considerar também a intensificação do processo de impermeabilização de superfícies (Young; Papini, 2020).

Outros impactos presentes em áreas urbanas do Estado de São Paulo estão relacionados à qualidade do ar, comprometida devido à emissão de poluentes gerados por atividades industriais ou pela circulação de veículos (Oliveira *et al.*, 2025). A emissão de poluentes pode gerar impactos significativos sobre a saúde da população urbana, especialmente em áreas onde se concentram as atividades emissoras. Na RMSP, Oliveira *et al.* (2025) apontaram que regiões intensamente urbanizadas registraram maiores intensidades de materiais particulados na atmosfera, especialmente onde havia tráfego intenso de veículos.

Todos estes e outros impactos relacionado à expansão de áreas urbanas e as atividades nelas contidas podem ser significativamente mitigados pela presença de

vegetação intraurbana, contribuindo então para a conforto térmico, redução da ocorrência de desastres associados a eventos climáticos extremos, redução da poluição do ar, entre outros (Muñoz; Duarte, 2025). No entanto, a presença da vegetação intraurbana e os benefícios associados a ela são distribuídos desigualmente entre diferentes áreas de ambientes urbanos, fazendo com que a população urbana de áreas onde a vegetação intraurbana é escassa se torne particularmente vulnerável aos impactos da urbanização (González-Marín; Garrido-Cumbrera, 2025). No caso do município de São Paulo, Arantes *et al.* (2021) avaliam a correlação entre a renda per capita e a presença de vegetação intraurbana, observando que, ao excluir da análise áreas de florestas remanescentes em que o acesso aos benefícios da vegetação são limitados, existe uma correlação entre a ausência de vegetação e populações de baixa renda e que a vegetação intraurbana se concentra em áreas mais abastadas da cidade.

Nesse sentido, a produção de dados referentes à presença da vegetação intraurbana e de superfícies impermeáveis em áreas urbanas é de grande importância para o enfrentamento às mudanças climáticas e para a redução de riscos e desastres nas cidades do Estado de São Paulo. O presente trabalho busca contribuir nesta discussão através do mapeamento da vegetação intraurbana e de superfícies impermeáveis para as áreas urbanas de todos os municípios do Estado de São Paulo através de técnicas de sensoriamento remoto.

5.2 A Importância da Vegetação em Ambientes Urbanos

A presença de vegetação em ambientes urbanos garante uma série de benefícios para o ambiente e para o bem-estar da população das cidades. É importante destacar que a vegetação intraurbana é uma ferramenta essencial para mitigar diversos dos impactos da urbanização que degradam a qualidade da vida urbana, contribuindo para sua mitigação, como através da redução dos riscos relacionados ao fenômeno de ilha de calor urbana (Muñoz; Duarte; Emmanuel, 2025), com a redução da poluição atmosférica causada por emissões veiculares e industriais (Oliveira *et al.*, 2025), para reduzir alterações climáticas nos padrões de precipitação (Lima; Rueda, 2018) e consequentemente contribuir para enfrentamento de riscos e desastres relacionados com eventos de precipitação

extremos, como deslizamentos, enchentes e inundações (Young; Papini, 2020), entre muitos outros.

Além de contribuir para a mitigação dos impactos da urbanização, a presença da vegetação pode fornecer também outros subsídios para beneficiar ecossistemas e para melhorar a qualidade de vida da população urbana. Estas contribuições podem ser observadas na preservação da biodiversidade e estocagem de carbono, mas também em benefícios à saúde física e mental da população urbana e valorização estética de espaços urbanos (Kisvarga *et al.*, 2025). Em suma, a vegetação intraurbana desempenha um papel fundamental não só para a redução dos impactos da urbanização, mas também para beneficiar a qualidade de vida da população urbana.

Assim, políticas para a criação de infraestruturas verdes são ferramentas essenciais para o combate das mudanças climáticas urbanas e para a melhorar a qualidade e segurança ambiental da população urbana. Essas políticas podem se apresentar de diferentes formas, como pela criação de parques urbanos (Almeida *et al.*, 2018), ou mesmo outras estratégias, como a arborização de vias, substituição de áreas pavimentadas por vegetação, aproveitamento de espaços inutilizados ou pela disponibilização de acesso público a áreas verdes privadas (Muñoz; Duarte, 2025).

No entanto, para o planejamento adequado na criação de áreas verdes urbanas é necessário se considerar toda a dimensão das desigualdades presentes em em cidades, buscando identificar as áreas em que os benefícios da vegetação intraurbana sejam maximizados. Assim, devem ser identificadas as áreas e as populações vulneráveis que mais sofrem dos impactos da urbanização intensa, tanto do ponto de vista ambiental quanto socioeconômico (Lin; Zhang; Chen, 2023). Dessa forma, políticas para a expansão da vegetação intraurbana devem priorizar as áreas mais vulneráveis para assim buscar uma distribuição equitativa dos benefícios providenciados pela natureza (González-Marín; Garrido-Cumbrera, 2025).

Infelizmente, a criação de políticas de ampliação de áreas verdes urbanas e a continuidade das já existentes enfrentam inúmeros obstáculos que dificultam sua incorporação efetiva ao planejamento urbano, como o custo de sua aplicação, a falta de dados referentes à vegetação intraurbana ou mesmo pela até a baixa disposição política dos governantes para sua efetivação (Muñoz; Duarte, 2025).

Nesse sentido, o presente estudo busca contribuir nesta discussão através da produção de dados referentes à presença da vegetação em áreas urbanas para todo o Estado de São Paulo, permitindo assim a avaliação da vegetação intraurbana e a identificação das áreas mais vulneráveis às mudanças climáticas urbanas em diversos municípios que sofrem diferentemente os impactos da urbanização, desde grandes áreas metropolitanas como a RMSP até áreas urbanas pequenas e menos estudadas do interior paulista.

5.3 Impactos de Superfícies Impermeáveis

A impermeabilização de superfícies é uma das principais intervenções antrópicas realizadas durante processos de urbanização. Superfícies Impermeáveis podem ser definidas como qualquer material que impede a infiltração de água no solo, incluindo telhados, vias asfaltadas, concreto e outros materiais impermeáveis. (Arnold; Gibbons, 1996). A intensidade de processos de urbanização fizeram com que grande parte das superfícies urbanas fossem impermeabilizadas, causando impactos significativos sobre processos naturais relacionados a funções ecológicas da vegetação, processos hidrológicos, trocas energéticas e muitos outros (Scalenghe; Marsan, 2009).

A predominância de superfícies impermeáveis na cobertura de ambientes urbanos é uma das principais responsáveis pelo fenômeno da ilha de calor urbana. Estes materiais reduzem a absorção de calor sobre a superfície, fazendo com que o calor se acumule e que temperatura sobre áreas urbanas se elevem (Scalenghe; Marsan, 2009). O aumento da temperatura sobre áreas urbanas é particularmente prejudicial, impactando não só o bem-estar e a saúde da população urbana, especialmente sobre grupos de risco, como crianças e idosos ou grupos socioeconomicamente vulneráveis (Lin; Zhang; Chen, 2023), mas também afetando a dinâmica climática de áreas urbanas, podendo assim aumentar a vulnerabilidade da população em eventos cada vez mais frequentes de ondas de calor e alterar padrões de chuvas (Lima; Rueda, 2018).

Outro aspecto importante diz respeito aos impactos de superfícies impermeáveis sobre processos hidrológicos. Com a impermeabilização de superfícies sobre áreas urbanas, os processos de infiltração de água nos solos

sofrem reduções drásticas; como resultado, grande parte deste volume de água de chuvas é escoado em superfície, gerando assim incrementos significativos nos riscos de enchentes e inundações (Young; Papini, 2020), especialmente diante de cenários de mudanças climáticas, em que fenômenos de precipitação extrema se tornam mais frequentes e intensos (Marengo *et al.*, 2020).

A intensificação do escoamento superficial sobre superfícies impermeáveis também é problemática sob a perspectiva de poluição de recursos hídricos. Materiais impermeáveis não são responsáveis diretamente sobre a emissão de poluentes, mas diversas atividades urbanas para as quais dão suporte podem gerar diferentes tipos de poluentes, que por sua vez são transportados pelo escoamento superficial até corpos hídricos, solos ou aquíferos (Arnold; Gibbons, 1996), ameaçando assim as populações e ecossistemas que dependem destes recursos hídricos.

Finalmente, a impermeabilização de superfícies causa impactos significativos sobre ecossistemas e sobre solos de áreas urbanas. Além da remoção da vegetação de grande parte da superfície urbana, as espécies vegetais e animais remanescentes em áreas urbanas podem ser ameaçadas pela impermeabilização das superfícies, que causa a fragmentação de habitats, o aumento de temperaturas, entre muitos outros (Kisvarga *et al.*, 2025). Os solos, por sua vez, tem suas características físicas e processos químicos e biológicos impactados por processos de compactação e poluição causadas por atividades urbanas (Scalenghe; Marsan, 2009).

No caso do Estado de São Paulo, o processo de urbanização foi responsável pela substituição massiva de áreas vegetadas por superfícies impermeáveis, causando inúmeros impactos sobre a população urbana. Nesse sentido, a população paulista enfrenta cada vez mais os impactos sobre as temperaturas causadas pelo efeito de ilha de calor urbana, especialmente durante ondas de calor (Lima; Rueda, 2018). Além disso, a ampla impermeabilização de superfícies é responsável também pelos recorrentes problemas relacionados a enchentes e inundações que diversos municípios do Estado enfrentam (Young; Papini, 2020), especialmente ao se considerar tendências do aumento de frequência e intensidade de fenômenos de precipitação extrema (Marengo *et al.*, 2020). Outro aspecto histórico do Estado de São Paulo importante de se considerar neste cenário são as dificuldades históricas que o sistema de abastecimento hídrico paulista sofre,

causadas tanto por mudanças no padrão de precipitações (Lima; Lombardo; Rueda, 2018), mas que também pode ser ameaçado pela concentração de poluentes sobre corpos hídricos e aquíferos por causadas por superfícies impermeáveis e pelas atividades econômicas de áreas urbanas presentes nas cidades do Estado de São Paulo (Arnold; Gibbons, 1996).

Nesse sentido, o presente trabalho busca realizar o mapeamento de superfícies impermeáveis de áreas urbanas para todos os municípios do Estado de São Paulo, buscando assim contribuir para a construção de políticas e medidas que possam mitigar os impactos relacionados à impermeabilização de superfícies.

5.4 Avaliação da Vegetação Intraurbana e Superfícies Impermeáveis por Sensoriamento Remoto

O sensoriamento remoto é uma forma de avaliação das condições da superfície terrestre realizada a partir de sensores que coletam dados de forma ativa ou passiva sem a necessidade da interação direta do pesquisador com o objeto de estudo, relacionados principalmente com o levantamento e monitoramento de características e processos da superfície terrestre (Novo, 2008). Essas técnicas podem envolver, por exemplo, aplicações de aerofotografia, operações com drones, imageamento por satélites, e muitos outros. Dessa forma, estudos que avaliam diferentes características da superfície terrestre como remanescentes florestais ou tipos de uso e cobertura do solo de espaços urbanos podem ser amplamente estudados com metodologias baseadas no sensoriamento remoto.

5.4.1 Princípios conceituais do Sensoriamento Remoto

O presente estudo é uma aplicação do sensoriamento remoto baseado em registros de satélites que registram continuamente dados da superfície terrestre, especificamente o satélite multiespectral Landsat-8. Os sensores instalados em satélites são responsáveis por captar dados a partir da radiação eletromagnética que é emitida ou refletida em diferentes contextos da superfície terrestre. A avaliação da intensidade e dos intervalos de comprimentos de onda desta radiação eletromagnética que é captada por satélite é a base para os estudos do sensoriamento remoto, e a análise de suas características permite diferentes

conclusões sobre os processos e características ambientais da superfície terrestre. No caso do Landsat-8, os sensores multiespectrais *Operational Land Imager* (OLI) e *Thermal Infrared Sensor* (TIRS) são responsáveis por captar ondas eletromagnéticas dos comprimentos de onda do visível, infravermelho próximo, infravermelho de ondas curtas e infravermelho termal, que oferecem diferentes informações referentes a superfície terrestre (Tabela 2).

Tabela 2 - Características do Landsat 8

Sensor	Banda	Comprimento de Onda
<i>Operational Land Imager</i> (OLI)	Banda 1 - Azul Costeiro	0,43 - 0,45 μm
	Banda 2 - Azul	0,45 - 0,51 μm
	Banda 3 - Verde	0,53 - 0,59 μm
	Banda 4 - Vermelho	0,64 - 0,67 μm
	Banda 5 - Infravermelho Próximo	0,85 - 0,88 μm
	Banda 6 - Infravermelho de Ondas Curtas 1	1,57 - 1,65 μm
	Banda 7 - Infravermelho de Ondas Curtas 2	2,11 - 2,29 μm
	Banda 8 - Pancromática	0,50 - 0,68 μm
	Banda 9 - Cirrus	1,36 - 1,38 μm
<i>Thermal Infrared Sensor</i> (TIRS)	Banda 10 - Infravermelho Termal 1	10,6 - 11,19 μm
	Banda 11 - Infravermelho Termal 2	11,5 - 12,51 μm

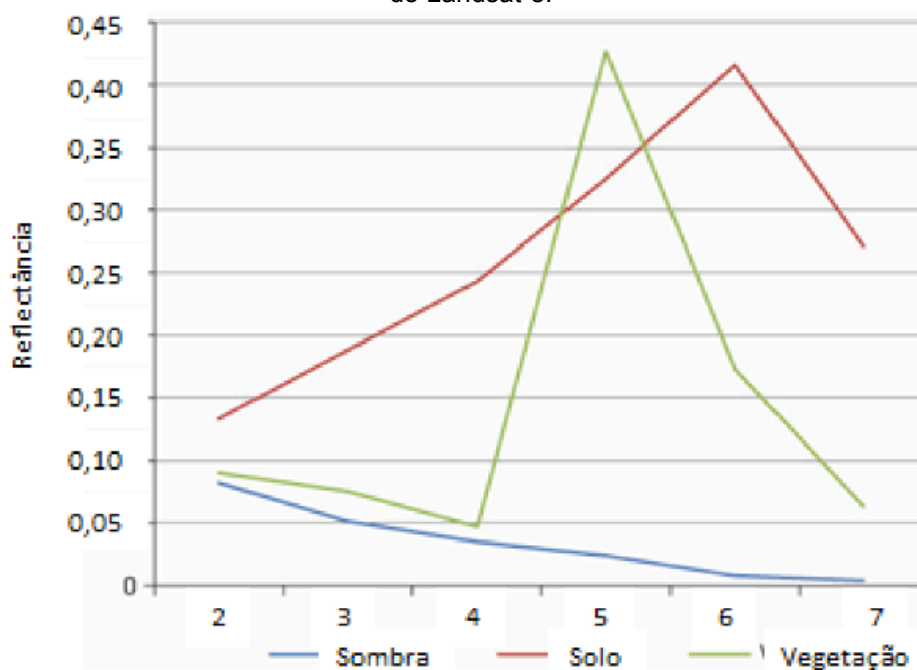
Fonte: USGS, [s.d.].

A escolha dos sensores que serão utilizados em diferentes estudos depende dos objetivos do estudo e das características do sensor, especificamente dos diferentes tipos de resolução que ele apresenta (Novo, 2008). Um primeiro aspecto dos sensores diz respeito a sua resolução espacial, referente à dimensão do campo

de visão (IFOV) deste sensor, que determina a menor área que ele é capaz de registrar. Em suma, a resolução espacial diz respeito à dimensão do *pixel* das imagens registradas pelo sensor em relação à superfície terrestre. Diferentes sensores apresentaram diferentes resoluções espaciais e sua aplicação depende da escala do estudo. Estudos de sensoriamento remoto que buscam realizar estudos em escala de detalhe devem buscar imagens detalhadas de sensores de alta resolução espacial, enquanto estudos que não necessitam de imagens com alto nível de detalhe geométrico podem se utilizar de sensores de média ou baixa resolução espacial. A resolução espacial é especialmente importante ao se considerar o efeito de mistura espectral, em que diferentes componentes da superfície são misturados em um mesmo pixel, o que pode prejudicar determinadas análises espaciais. (Shimabukuro; Dutra; Arai, 2020).

Outro aspecto de sensores que deve ser avaliado é a sua resolução espectral, que envolve a largura das bandas espectrais de um sensor e o intervalo do espectro eletromagnético que ele é capaz de registrar. Diferentes materiais da superfície terrestre irão refletir diferentes comprimentos de ondas eletromagnética que serão captados pelos sensores de satélites, e estas diferentes assinaturas espectrais são a base para a avaliação de diferentes características da superfície terrestre (Shimabukuro; Dutra; Arai, 2020). Por exemplo, superfícies com vegetação apresentam uma resposta espectral diferente de superfícies de solo exposto ou de corpos hídricos (Figura 5). Nesse sentido, um sensor com grande disponibilidade de bandas espectrais permite a avaliação detalhada do comportamento espectral de seus alvos dentro destas bandas é um sensor com alta resolução espectral, permitindo assim análises detalhadas das características espectrais de seus alvos.

Figura 5: Respostas espectrais dos componentes de sombra, solo e vegetação em relação a bandas do Landsat-8.



Fonte: Shimabukuro; Dutra; Arai, 2020

Um terceiro tipo de resolução que deve ser avaliada no uso de sensores é a resolução radiométrica. Esta diz respeito à sensibilidade dos sensores na captação da intensidade da reflectância da superfície em cada pixel, que podem ser convertidos em números digitais para sua representação espacial a partir de diferentes tonalidades de cinza. Neste sentido, um sensor capaz de registrar grandes variações de intensidade da energia refletida pela superfície terá uma alta resolução radiométrica.

Por fim, o último tipo de característica que deve ser avaliada na escolha de sensores é sua resolução temporal, que diz respeito ao intervalo de tempo entre dois registros de um sensor sobre uma mesma área. Este tempo de revisita de um sensor sobre uma área é de grande importância para estudos de sensoriamento remoto que buscam avaliar as características de uma determinada área dentro de um intervalo de tempo. Assim, um sensor que consegue registrar dados sobre uma área dentro de intervalos mais curtos de tempo permite avaliações temporais mais detalhadas, possuindo assim uma melhor resolução temporal. A avaliação da resolução temporal é importante especialmente quando se considera que as condições atmosféricas podem prejudicar ou tornar inutilizáveis certos registros, podendo prejudicar assim os estudos que necessitam de um alto nível de detalhe temporal.

5.4.2 Revisão Bibliográfica

Diversos estudos têm sido desenvolvidos que fazem uso de aplicações de metodologias de sensoriamento remoto para a avaliação de diferentes processos e características ambientais em diversos contextos e escalas. O presente trabalho busca trabalhar com a metodologia de MLME, que busca estimar a proporção dos componentes de interesse da superfície presentes em cada pixel das imagens, gerando assim imagens fração representativa de determinados componentes da superfície terrestre (Shimabukuro; Smith, 1991). Nesse sentido, esta seção buscará avaliar a contribuição de diversos estudos que têm como base estas metodologias baseadas na mistura espectral e em imagens fração para estudos ambientais em diversos contextos, principalmente na análise de vegetação e superfícies impermeáveis em contextos urbanos.

Historicamente, estudos baseados em mistura espectral têm sido muito utilizados no monitoramento das intervenções antrópicas na Amazônia Legal. Shimabukuro, Dutra e Arai (2020) descrevem a importância do MLME e das imagens fração geradas para diferentes fins no monitoramento da Amazônia Legal. Estes autores citam como exemplo de aplicação o mapeamento da cobertura da terra em escala nacional a partir de imagens PROBA-V, baseado em variações sazonais das frações solo, vegetação e sombra, o que permitiu identificar áreas de agricultura, pecuária, floresta e outros. Além desta aplicação, os autores citam aplicações que buscam realizar o monitoramento do desmatamento da vegetação nativa dentro da Amazônia Legal a partir de diferentes perspectivas, como é o caso do projeto PRODES (Projeto de Monitoramento do Desmatamento por Satélite) que surgiu no final da década de 1980 como uma primeira iniciativa de monitoramento da floresta amazônica por meio de sensoriamento remoto baseado em imagens Landsat-5. Já no final da década de 1990, o projeto PRODES Digital surge para aperfeiçoar o monitoramento, realizando avaliações semi-automatizadas baseadas em mistura espectral e imagens fração. A resolução temporal baixa e as condições climáticas desfavoráveis do Landsat dificultaram o monitoramento contínuo do desmatamento, levando à criação do projeto DETER (Sistema de Detecção de Desmatamento em Tempo Real) em 2004, que se utilizou de imagens quase diárias do sensor MODIS que, apesar da menor resolução espacial, permite a identificação

de mudanças na superfície amazônica praticamente em tempo real, permitindo ações mais rápidas voltadas a fiscalização de desmatamento ilegal. Estes projetos permitiram o monitoramento contínuo das atividades que causam o desmatamento da Amazônia Legal, desde a identificação de áreas de corte seletivo de madeira a partir de imagens da fração solo até a identificação de queimadas por imagens da fração sombra.

Apesar destes exemplos apresentados por Shimabukuro, Dutra e Arai (2020) focarem no mapeamento do desmatamento, metodologias baseadas em mistura espectral possibilitam estudos de diversos contextos além da classificação do uso e cobertura de solos e monitoramento de áreas desmatadas, podendo ser utilizados também para o estudo de áreas urbanas. Áreas urbanas são marcadas pela grande variedade de tipos de uso e cobertura do solo em pequenas áreas, gerando assim um efeito de mistura espectral complexo e com um grande número de componentes, dificultando a análise detalhada a partir de satélites de média ou baixa resolução espacial (Lu *et al.*, 2014). Nesse sentido, o uso do MLME é extremamente útil para avaliar os diferentes componentes da superfície urbana.

Diferentes propostas têm sido apresentadas para auxiliar no mapeamento da vegetação e superfícies impermeáveis em contextos urbanos. Uma das propostas de avaliação mais conhecidas é o modelo V-I-S proposto por Ridd (1995), em que diferentes classes de uso do solo urbano são descritas pela proporção da presença de vegetação (Vegetation), superfície impermeável (Impervious) e solo (Soil). No entanto, esta proposta é problemática quando abordado em um contexto de análise de mistura espectral porque ignora alguns componentes da superfície urbana, como é o caso da água, e a grande complexidade e diversidade espectral de superfícies impermeáveis, que podem ser compostas por diferentes de materiais presentes em superfícies urbanas, cada um com características espectrais específicas, o que dificulta a análise por mistura espectral (Weng, 2012).

Nesse sentido, outras propostas sugerem que o mapeamento de superfícies impermeáveis pode ser realizado a partir da soma de frações de diferentes *endmembers*, como superfícies de alto albedo e baixo albedo, como telhados e vias asfaltadas, respectivamente (Wu, 2004). Dessa forma, a diversidade espectral de materiais impermeáveis pode ser assimilada em modelos de mistura espectral, mas que ainda podem apresentar problemas de interpretação quando são analisados materiais com características espectrais similares, como é o caso do solo, que pode

ser interpretado como superfície impermeável, ou sombras, que podem ser indicadas como corpos hídricos, prejudicando assim as estimativas.

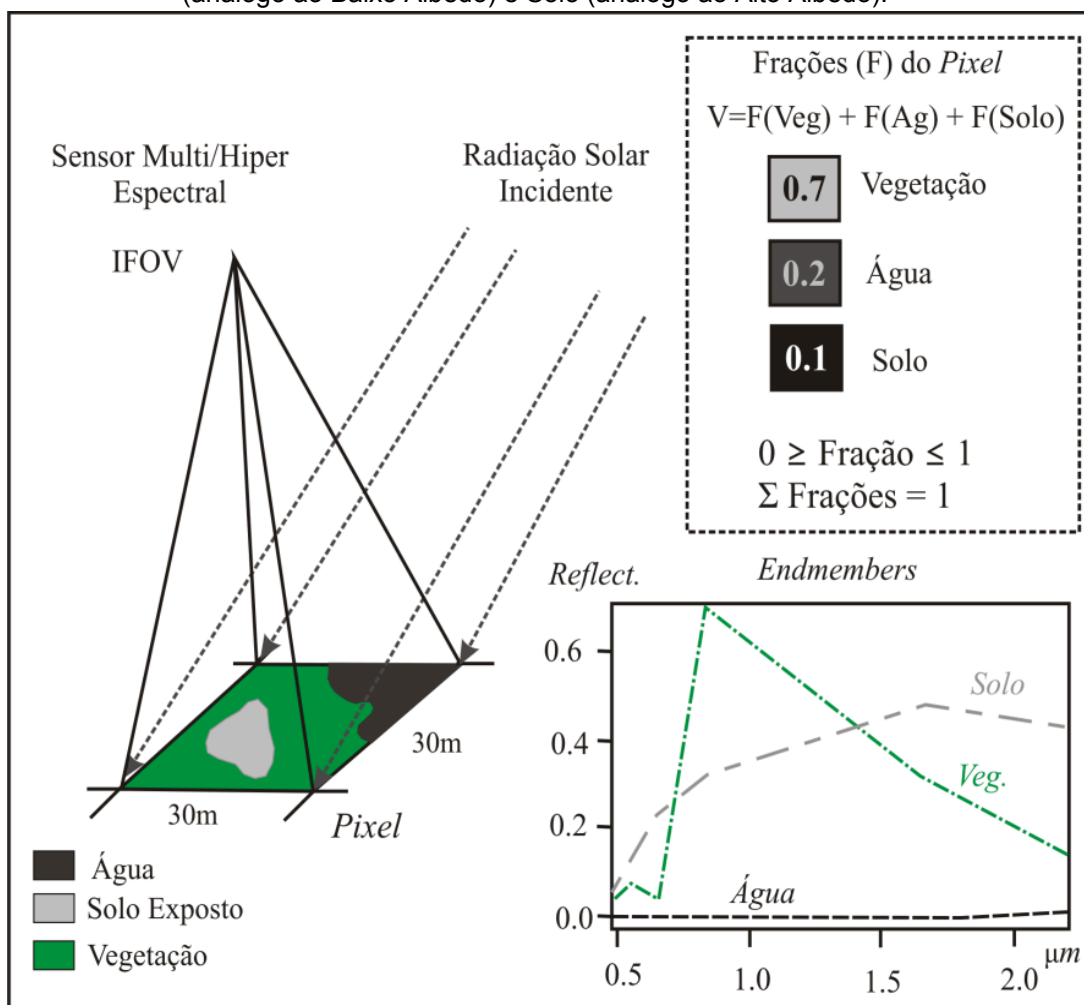
Apesar disso, diversos estudos abordam análises de mistura espectral para a avaliação da vegetação e superfícies impermeáveis em diversas áreas urbanas. Weng e Lu (2008) realizaram a análise da relação entre a vegetação e superfícies impermeáveis com a temperatura de superfície e a ilha de calor urbana na cidade de Indianápolis, nos Estados Unidos, a partir de um MLME baseado em *endmembers* de sombra, vegetação e superfícies impermeáveis utilizado para a classificação do uso e cobertura do solo. Ainda nos Estados Unidos, Liu e Yang (2013) utilizaram um MLME baseado no modelo V-I-S para o treinamento de um classificador para a avaliação da vegetação urbana na região metropolitana de Atlanta, nos Estados Unidos. Yang, Matsushita e Fukushima (2010), por sua vez, realizaram análises de mistura espectral com *endmembers* de alto albedo e baixo albedo para avaliar superfícies impermeáveis para a avaliação da degradação ambiental na bacia do lago Kasumigaura, no Japão. No contexto brasileiro, Kawakubo *et al.* (2019) utilizaram um MLME para a avaliação da impermeabilização na RMSP baseado em *endmembers* de vegetação verde, vegetação não fotossinteticamente ativa, alto albedo e baixo albedo. Estudos mais recentes buscam aprimorar e criar novas formas de aplicação de métodos baseados em mistura espectral, como é o caso do estudo de Ochoa *et al.* (2025), que desenvolveram uma metodologia em que cada *endmember* pode ser representado mais de uma vez nas frações finais, possibilitando assim a incorporação das variabilidades espectrais existentes em cada tipo de *endmember*.

Como foi possível observar pela bibliografia apresentada, análises de mistura espectral podem ser de grande utilidade no estudo das características da superfície de áreas urbanas, e são particularmente vantajosas para a avaliação da vegetação intraurbana e de superfícies impermeáveis. Dessa forma, o presente trabalho busca realizar uma aplicação desta metodologia para realizar o mapeamento da vegetação intraurbana e de superfícies impermeáveis para todos os municípios do Estado de São Paulo.

6 Metodologia

A metodologia utilizada neste trabalho é denominada como Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME). Esta técnica é amplamente empregada em imagens multiespectrais ou hiperespectrais de sensoriamento remoto (Small; Milesi, 2013; Shimabukuro; Smith, 1991) para estimar a proporção de determinados componentes da superfície dentro dos pixels da imagem a partir de suas propriedades espectrais. A estimativa de cada componente no pixel é feita tomando como referência pixels puros (*endmembers*). Conhecendo o comportamento espectral de 2 ou mais *endmembers*, é possível estimar a proporção de cada componente dentro de um pixel mistura por meio de resolução matemática (Figura 6).

Figura 6: Representação do MLME tomando como referência três *endmembers*: Vegetação, Água (análogo ao Baixo Albedo) e Solo (análogo ao Alto Albedo).



Fonte: Kawakubo, 2010

Considerando a mistura de Vegetação, Alto Albedo e Baixo Albedo, o MLME pode ser escrito da seguinte forma:

$$R_i = a * Veg_i + b * AA_i + c * BA_i + e_i$$

Onde:

R_i é a resposta do pixel na banda i ;

a , b e c são as proporções de Vegetação, Alto Albedo e Baixo Albedo, respectivamente;

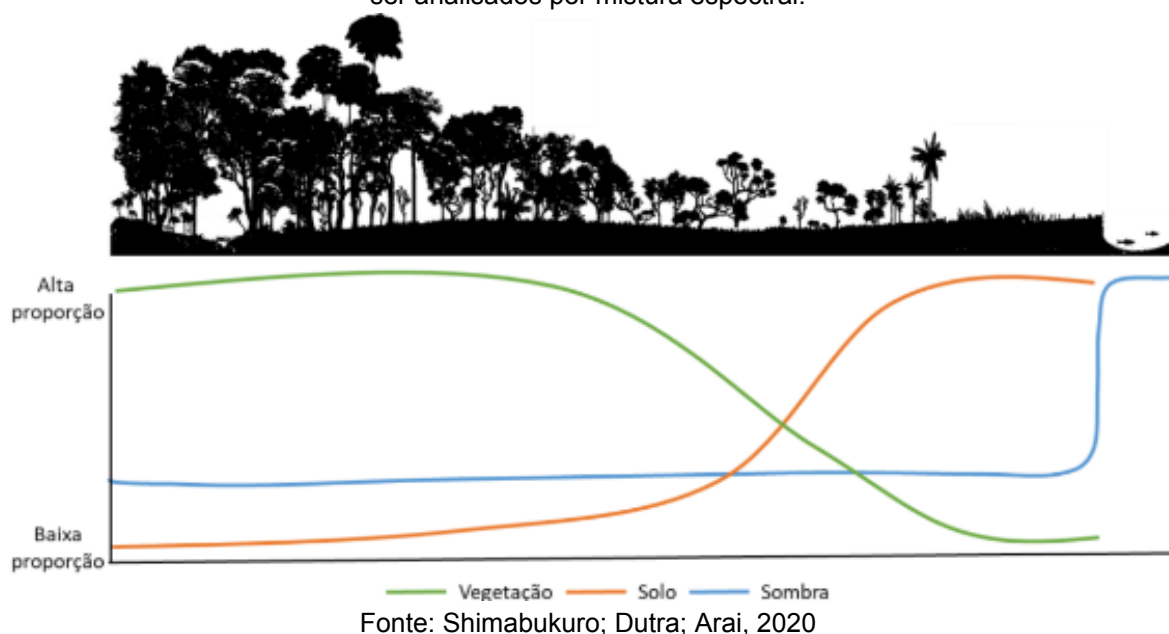
Veg_i , AA_i e BA_i são as respostas espectrais, ou componentes espectrais puros adquiridos na banda i ;

e_i é o erro da modelagem.

Assim, a principal vantagem do MLME é a estimativa da proporção dos componentes dominantes na paisagem, podendo assim facilitar a interpretação de imagens e permitir a caracterização de diferentes tipos de uso e cobertura do solo com base na mistura dos componentes da paisagem (Kawakubo; Morato; Luchiari, 2013). Nesse sentido, o MLME é particularmente vantajoso em contextos urbanos, onde diversos tipos de uso e cobertura do solo coexistem em áreas relativamente pequenas, permitindo assim estimar a proporção de diferentes componentes da superfície para cada pixel.

A figura 7 representa conceitualmente o comportamento do MLME segundo transformações na composição da paisagem. Em áreas de mata, pode ser observada uma alta proporção da fração vegetação e média-baixa proporção da fração sombra. Conforme a vegetação se torna menos densa e há maior interação com o solo, a proporção da fração solo aumenta e a de vegetação se reduz. Em corpos hídricos pode ser observada uma alta proporção da fração sombra, já que em geral são compostos por materiais de baixa reflectância.

Figura 7: Exemplo conceitual de componentes da superfície (vegetação, solo e sombra) que podem ser analisados por mistura espectral.



6.1 Materiais Utilizados

Neste trabalho, foram utilizadas imagens multiespectrais do sensor OLI a bordo do satélite Landsat-8 como base para a coleta de *endmembers* e para o processamento do MLME. Essas imagens foram obtidas da plataforma em nuvem *Google Earth Engine* (GEE). A utilização do GEE foi particularmente vantajosa ao se considerar o grande volume de dados utilizados e produzidos ao longo deste trabalho. Com a grande dimensão das imagens Landsat-8 do Estado de São Paulo utilizadas e o grande número de modelos processados a partir delas, um grande volume de dados foi gerado, e o tempo de processamento necessário foi reduzido significativamente ao se utilizar o processamento em nuvem. Assim, foi possível coletar imagens do ano de 2022 e realizar a filtragem de nuvens em que a cobertura de nuvens fosse inferior a 20%, selecionando-se assim as melhores imagens registradas pelo satélite e reunir aquelas que apresentavam as melhores condições atmosféricas para a observação da superfície. A partir destas imagens foi gerado um mosaico que reúne os pixels medianos para todo o Estado de São Paulo. Dessa forma, não foram utilizados registros únicos do satélite para o Estado, mas uma combinação de pixels de diferentes imagens registradas ao longo de 2022.

Para a elaboração do MLME, foram utilizados os dados registrados pelo sensor OLI do Landsat-8, com resolução espacial de 30 metros. Este sensor

disponibiliza imagens referentes às bandas do visível, infravermelho próximo e infravermelho de ondas curtas. Cada uma destas bandas é responsável por registrar o fluxo de radiação refletida pela superfície dentro de um comprimento de onda específico, permitindo assim a avaliação das características espectrais da superfície para a seleção de *endmember* e para o processamento do MLME.

Além das imagens do Landsat-8, foram utilizadas também imagens de alta resolução capturadas pelo satélite PlanetScope, de resolução de 4.77 metros para as bandas do visível e infravermelho próximo, também registradas dentro do ano de 2022. Estas imagens foram analisadas dentro de áreas menores (de aproximadamente 300x300m) de diferentes municípios do Estado de São Paulo para a validação dos resultados obtidos no MLME gerado a partir das imagens Landsat-8. As características dos satélites Landsat-8 e PlanetScope estão resumidas na tabela 3.

Tabela 3 - Características das imagens obtidas pelos satélites Landsat-8 e PlanetScope utilizados neste trabalho.

Característica	Landsat-8 (OLI)	PlanetScope
Bandas espectrais (nm)	Banda 2 - Azul (450-510 nm)	
	Banda 3 - Verde (530-590 nm)	
	Banda 4 - Vermelho (640-690 nm)	Azul (455-515 nm)
	Banda 5 - Infravermelho Próximo (850-880 nm)	Verde (500-590 nm) Vermelho (590-670 nm)
	Banda 6 - Infravermelho de Ondas Curtas 1 (1570-1650 nm)	Infravermelho Próximo - (780-860 nm)
	Banda 7 - Infravermelho de Ondas Curtas 2 (2110-2290 nm)	
	Resolução Espacial	30 metros

Fonte: USGS, [s.d.] e Planet, 2025

6.2 Seleção de *Endmembers*

A qualidade do MLME produzido depende dos *endmembers* utilizados na modelagem. Para a seleção de *endmembers* representativos para o Estado de São Paulo, foram selecionadas imagens de áreas urbanas paulistas inseridas em diversos contextos espaciais, com diferentes condições de ocupação urbana, tipo de uso do solo e variação na densidade da vegetação intraurbana.

A seleção e exportação das imagens do Landsat-8 foi feita através do software GEE, pelo qual foi possível realizar todo o processo de filtragem de ruídos e de nuvens das imagens selecionadas, selecionando-se imagens com cobertura de nuvens inferior a 20%. Em seguida foram selecionadas áreas de 24 x 24 km de diversos municípios e áreas urbanas do Estado de São Paulo, a partir das quais foram exportadas imagens Landsat-8 do ano de 2022. Ao todo, foram selecionadas 48 destas imagens reunindo áreas urbanas de aproximadamente 126 municípios do Estado de São Paulo, abrangendo assim uma grande diversidade de contextos urbanos e permitindo assim uma maior variabilidade aos referenciais espectrais coletados especificamente para o Estado de São Paulo.

Em seguida foi elaborado um mosaico destas imagens, selecionadas através do software ENVI (Figura 8) para permitir a coleta dos *endmembers*. Para a seleção dos *endmembers* a Análise por Componentes Principais (PCA ou *Principal Component Analysis*) foi empregada. Essa análise buscou eliminar a correlação entre as bandas espectrais originais, gerando imagens que concentraram a variância do conjunto de imagens nas três primeiras componentes (Kawakubo, 2019). No conjunto gerado, as primeiras componentes principais exibem as informações em que existe maior correlação entre as bandas das imagens originais, enquanto as demais exibem informações mais específicas de cada banda. Neste trabalho, as três primeiras bandas de componentes principais concentraram 99,01% da variância dos dados (Tabela 4).

Figura 8: Mosaico de imagens do satélite Landsat-8 (composição B4/B3/B2 em RGB) com recortes de diferentes áreas urbanas do Estado de São Paulo.



Fonte: Rodrigo Endo, 2026.

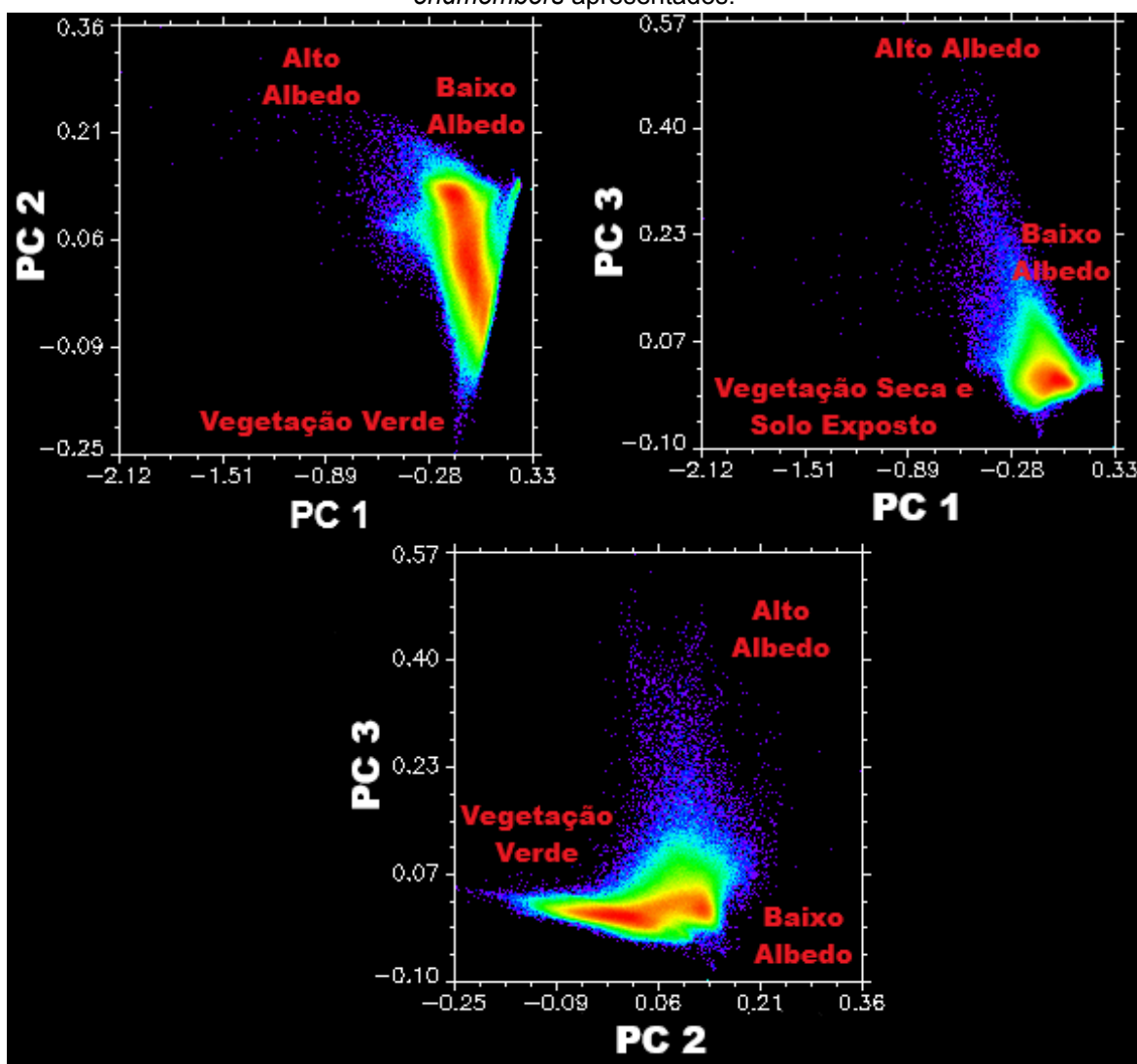
Tabela 4: Representação das bandas de componentes principais.

Bandas	Valores (Eigenvalue)	Variância	Variância Acumulada
PC 1	0,011352	67,89%	67,89%
PC 2	0,004778	28,57%	96,46%
PC 3	0,000426	2,54%	99,01%
PC 4	0,000112	0,66%	99,66%
PC 5	0,000043	0,25%	99,91%
PC 6	0,000010	0,05%	99,96%

Fonte: Rodrigo Endo, 2026.

Ao projetar estas PCs em gráficos bidimensionais, é possível identificar e selecionar os pixels puros presentes no conjunto de dados, uma vez que estes estão localizados nas extremidades das distribuições. Como foram utilizadas três bandas das imagens de componentes principais para a seleção de *endmembers*, foi possível projetar os pixels em três gráficos para a seleção de diferentes *endmembers* (Figura 9).

Figura 9: Gráficos entre bandas das imagens de Componentes Principais com a indicação dos *endmembers* apresentados.



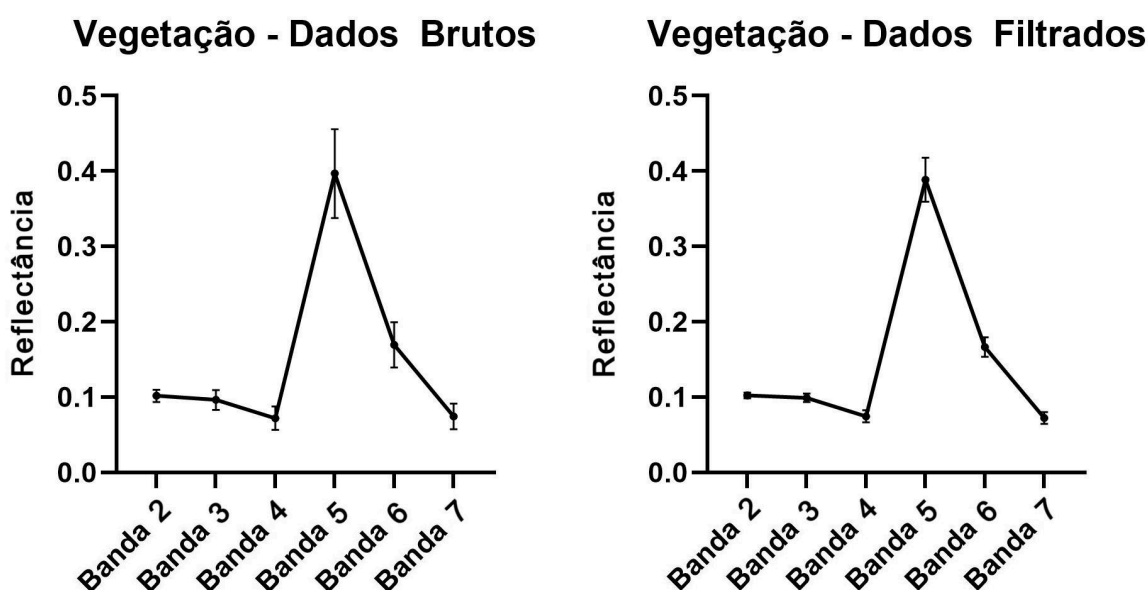
Fonte: Rodrigo Endo, 2026.

Buscou-se na seleção de *endmembers* a coleta de pixels referentes a respostas espectrais de Alto Albedo, Baixo Albedo e de Vegetação Verde. No entanto, diferentes materiais observados na análise das imagens conferiram este tipo de resposta espectral, portanto, foram estabelecidas subclasses específicas de

endmembers para evitar erros amostrais referentes a coleta de diferentes materiais dentro de uma mesma classe. Desta forma, foram coletados pixels de solo exposto, vegetação não fotossinteticamente ativa (NPV), concreto e tetos de fábricas para a classe de alto albedo e pixels de água e asfalto para a classe de baixo albedo, além dos pixels de vegetação. Ao todo, foram coletados 79.443 pixels distribuídos entre as classes estabelecidas em todas as 48 imagens do Estado de São Paulo.

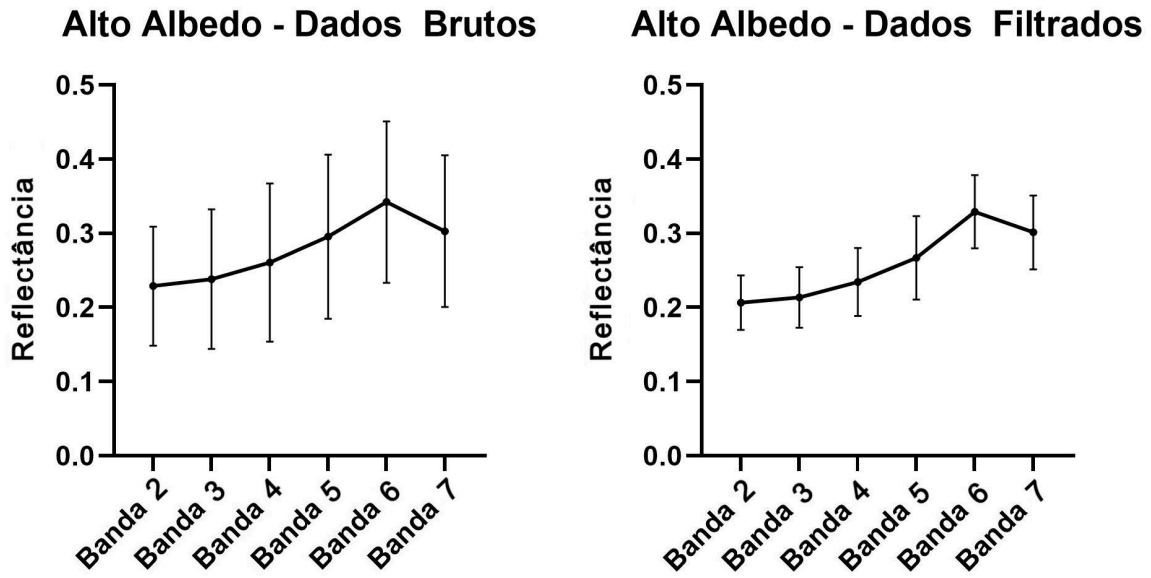
Para a elaboração do MLME foram utilizados quatro *endmembers*. Para as estimativas de vegetação intraurbana, foram utilizados *endmembers* de vegetação verde. Para as estimativas de superfícies impermeáveis, foram somadas as estimativas obtidas a partir de *endmembers* de alto albedo (tetos de fábrica, concreto, etc.) e de asfalto. Por fim, para estimativas de corpos hídricos foram utilizados *endmembers* de água. Em seguida, estes *endmembers* foram exportados para o processo de filtragem. A filtragem foi realizada a partir da média obtida para cada banda de cada classe de *endmember* coletado, excluindo os valores com diferença superior a um desvio padrão da média do conjunto estabelecido. Os gráficos abaixo (Figuras 10, 11, 12 e 13) ilustram o comportamento espectral e a redução da variabilidade espectral resultante do processo de filtragem realizado para as classes utilizadas no MLME. A Figura 14 representa a resposta espectral média entre os *endmembers* utilizados neste trabalho.

Figura 10: Comparação entre a variabilidade espectral nas bandas dos *endmembers* de vegetação verde obtidos.



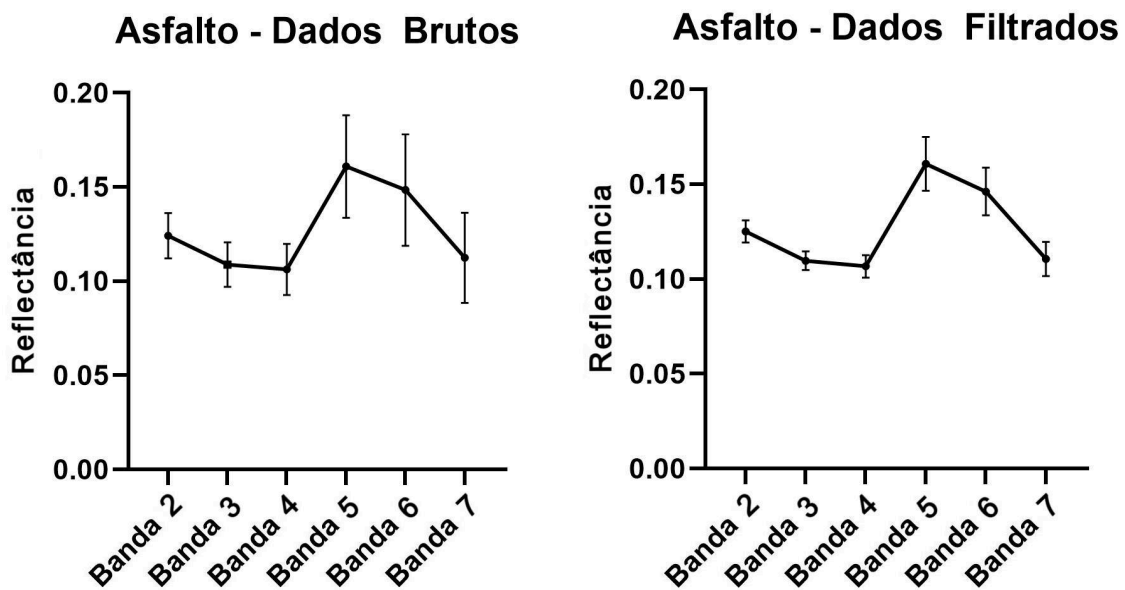
Fonte: Rodrigo Endo, 2026.

Figura 11: Comparação entre a variabilidade espectral nas bandas dos *endmembers* de alto albedo obtidos.



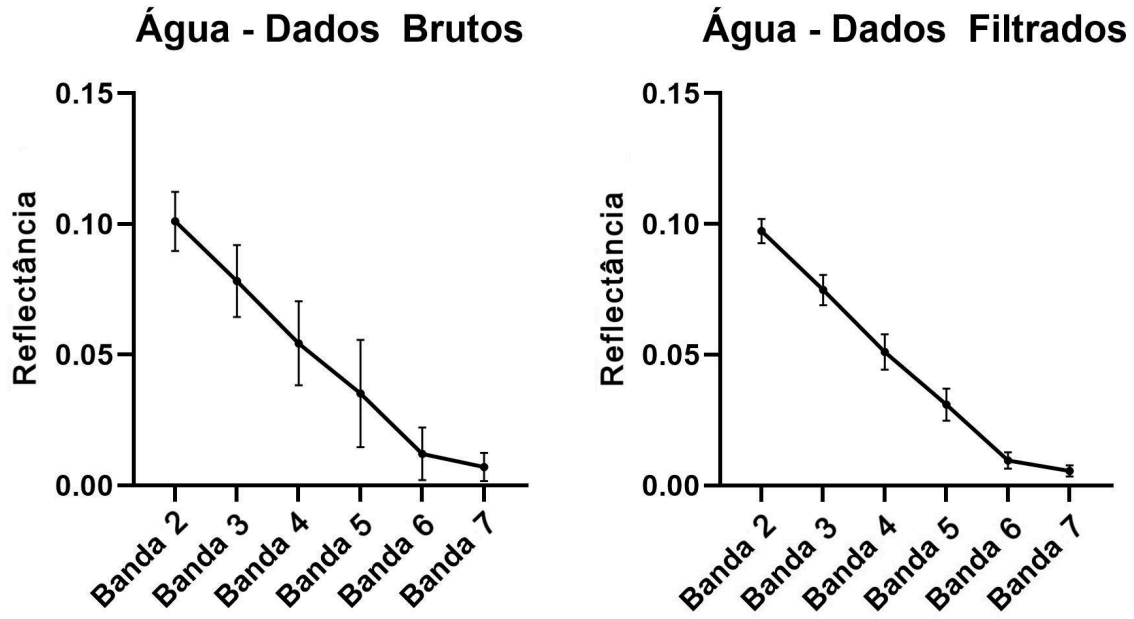
Fonte: Rodrigo Endo, 2026.

Figura 12: Comparação entre a variabilidade espectral nas bandas dos *endmembers* de asfalto obtidos.



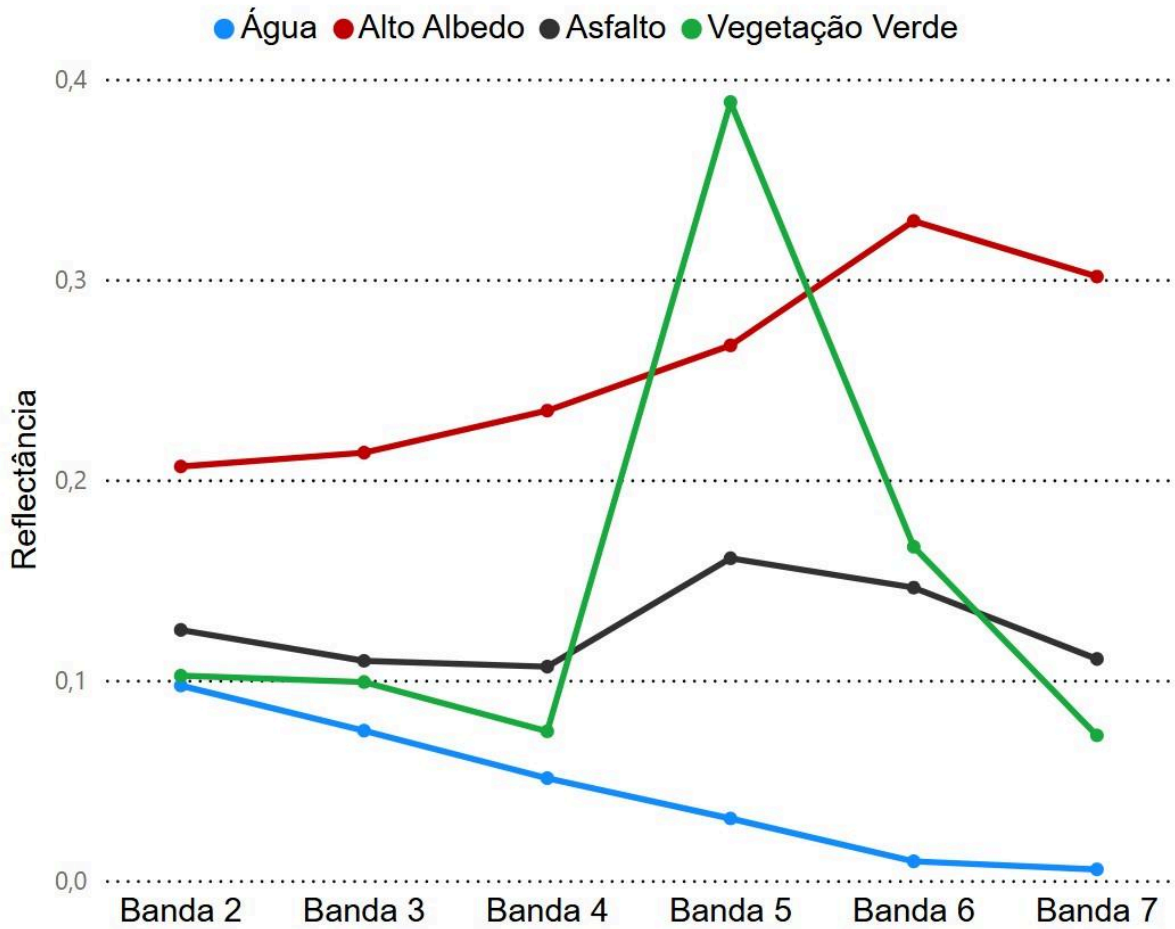
Fonte: Rodrigo Endo, 2026.

Figura 13: Comparação entre a variabilidade espectral nas bandas dos *endmembers* de água obtidos.



Fonte: Rodrigo Endo, 2026.

Figura 14: Resposta espectral média obtida pelos *endmembers* utilizados neste trabalho.



Fonte: Rodrigo Endo, 2026.

6.3 Processamento do MLME

Neste trabalho foram realizados diversos procedimentos para minimizar o volume de dados e a sua variabilidade para tornar mais eficiente as etapas necessárias para a produção do MLME. Estas etapas estão descritas a seguir.

6.3.1 Recorte de Áreas Urbanizadas

Tanto os *endmembers* coletados neste trabalho quanto o MLME gerado a partir deles são direcionados para o estudo de áreas urbanas. Nesse sentido, para reduzir o volume de dados e para focar os resultados deste estudo, as imagens obtidas por Landsat-8 foram recortadas para serem processadas apenas sobre áreas urbanas do Estado de São Paulo.

No entanto, deve-se considerar que o mapeamento de áreas urbanas realizado pelo IBGE (2019) citado anteriormente (Figura 4) está defasado temporalmente em relação às imagens Landsat-8 utilizadas neste trabalho. Como consequência, existem casos de áreas urbanas que se expandiram para além do recorte estabelecido pelo IBGE, podendo assim resultar na subestimação de áreas urbanas e reduzindo assim a extensão das estimativas geradas a partir do MLME, especialmente sobre áreas urbanas periféricas. Apesar disso, o recorte foi mantido, já que a maior parte das áreas urbanas do Estado de São Paulo encontram-se representadas.

6.3.2 Normalização Espectral

Antes do processamento do MLME propriamente dito, as imagens Landsat-8 e os *endmembers* utilizados na modelagem foram tratados digitalmente pelo processo de normalização espectral (Kawakubo, 2019) na plataforma GEE, buscando assim realizar o realce das assinaturas espectrais dos componentes da superfície e reduzir erros de estimativas pelo MLME. A expressão deste procedimento adota as seguintes fórmulas:

$$R_{bn} = \frac{R_b}{s} \quad s = \sum_{b=1}^n R_b$$

Sendo que:

R_{bn} é a reflectância da banda normalizada para cada pixel;

R_b é a reflectância da banda original para cada pixel;

s é a soma das reflectâncias das bandas utilizadas para cada pixel;

n é o número de bandas utilizadas (6 bandas).

6.3.3 Rotina de Processamento de Modelos

Para incorporar a variabilidade espectral inerente dos *endmembers* coletados na modelagem, os *endmembers* foram sorteados aleatoriamente para compor um grupo contendo um espectro referente a cada classe. Assim, um primeiro MLME foi gerado. Em seguida, novos *endmembers* foram sorteados e um segundo MLME foi gerado. Este procedimento foi repetido diversas vezes, sempre utilizando *endmembers* aleatórios. No fim da geração de modelos foi calculada a média destas modelagens. A lógica deste procedimento é que ao calcular a média, a variabilidade das estimativas seja estacionada em um patamar mais representativo das variações existentes na paisagem. Esta rotina de geração de modelo de mistura com *endmembers* que não são fixos é conhecida na literatura como MESMA (*Multiple Endmember Spectral Mixture Analysis*), podendo ser implementada computacionalmente de diferentes formas (Roberts *et al.* 1998; Asner; Lobell, 2000). Neste projeto, a implementação é baseada no modelo similar a Floresta Aleatória que extrai a média das n estimativas geradas aleatoriamente como forma de reduzir a variabilidade inerente das classes (Breiman, 2001).

Com base nestes procedimentos, para a geração dos modelos neste trabalho foram selecionados aleatoriamente *endmembers* de vegetação, alto albedo, asfalto e corpos hídricos. A utilização do GEE permitiu que fosse gerado um grande número de combinações aleatórias de *endmembers*, possibilitando assim a geração de um grande número de modelos para cada região, ou seja, foi possível gerar um grande número de modelos utilizando conjuntos de *endmembers* diferentes para agregar a variabilidade espectral de diversas regiões do Estado de São Paulo. Para

isso, foi utilizada como critério de regionalização as unidades morfoesculturais do relevo do Estado de São Paulo definidas no mapa geomorfológico de Ross e Moroz (2011) (Figura 2), buscando assimilar em cada região características físicas semelhantes. Nesse sentido, esta rotina de geração de modelos foi aplicada sobre as três regiões do Estado de São Paulo, buscando assim selecionar os grupos de *endmembers* com melhor aderência para cada região.

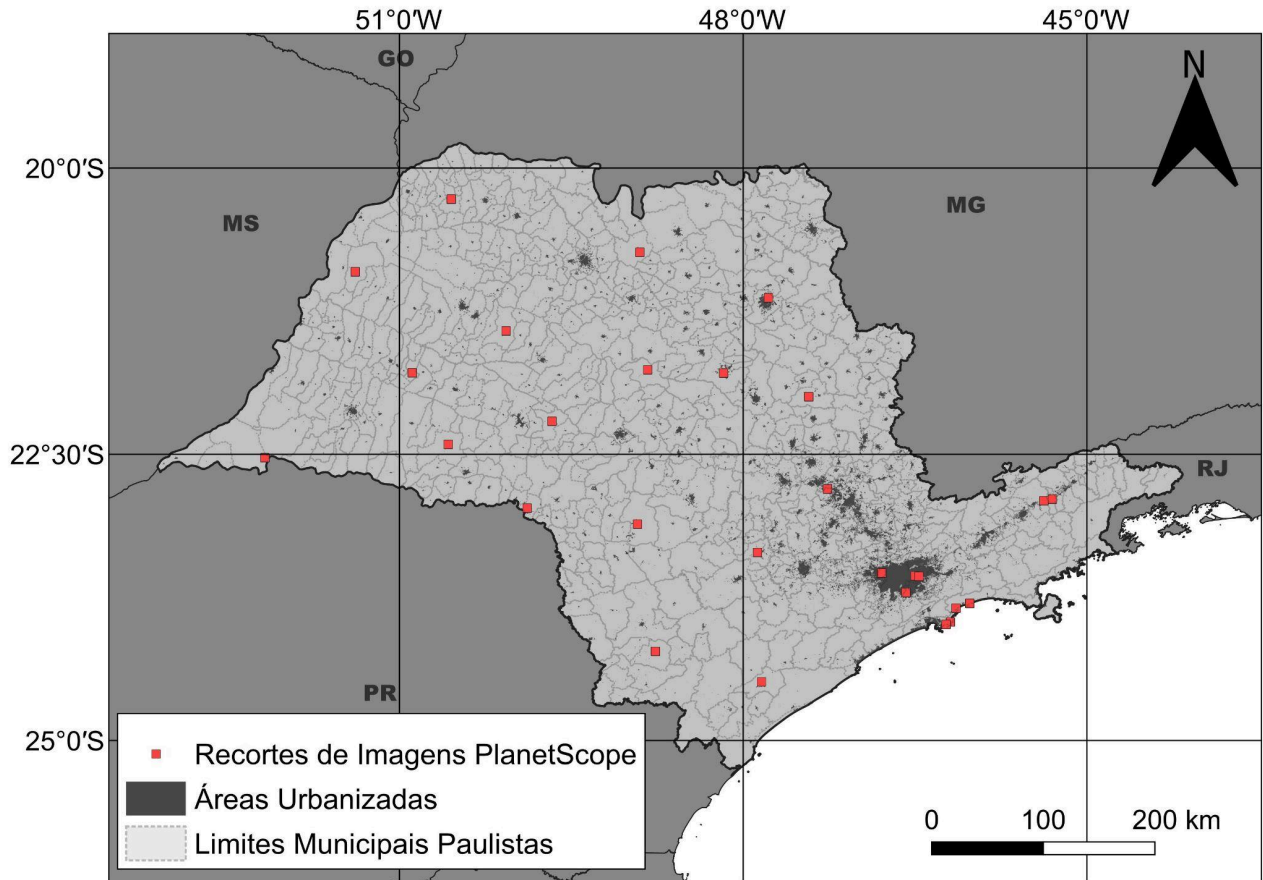
Para complementar a seleção dos melhores modelos, foram geradas também bandas contendo o erro médio quadrático dos pixels de modelo gerado em relação às características espectrais da imagem original, indicando a aderência dos *endmembers* em relação à realidade. Isso permite que sejam selecionados os modelos mais fiéis à imagem original para cada pixel da imagem, permitindo assim um melhor desempenho do modelo final.

6.3.4 Avaliação dos Resultados

Para a validação dos resultados, foram utilizadas imagens de alta resolução do ano de 2022 do satélite PlanetScope, de resolução de 4.77 metros, de diferentes regiões do Estado de São Paulo, buscando incorporar variações nas assinaturas espectrais da vegetação, superfícies impermeáveis e corpos hídricos em diferentes regiões do estado. Ao todo, foram coletadas 28 imagens com recortes de 300m por 300m (Figura 15). Em seguida, estas imagens de alta resolução foram processadas através de um algoritmo de classificação supervisionada, fazendo com que cada pixel fosse classificado em vegetação, superfície impermeável, corpo hídrico, etc. Os erros de classificação observados foram corrigidos por inspeções visuais das imagens. Estas imagens classificadas foram então sobrepostas com imagens Landsat-8 e a partir destas foram geradas grades com polígonos equivalentes aos pixels da Imagem Landsat-8. Por fim, estes polígonos foram avaliados quanto à cobertura de cada classe dentro de sua área.

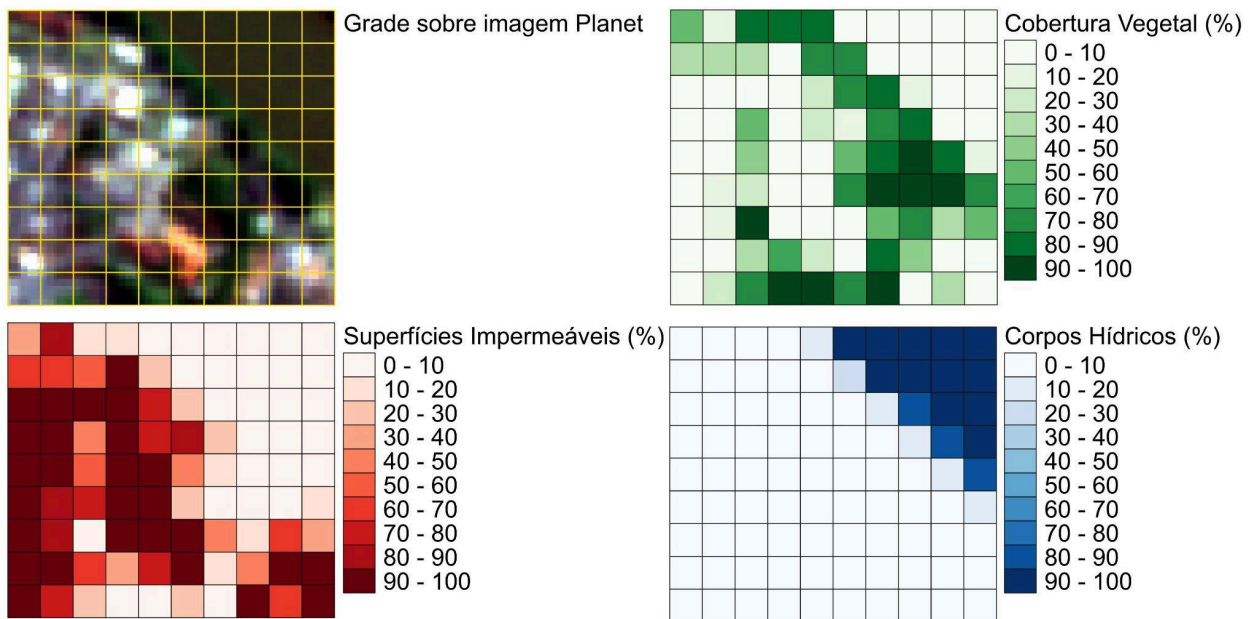
Dessa forma, cada polígono da grade contém dados referentes ao percentual de vegetação, superfícies impermeáveis e corpos hídricos em sua área, que podem então ser comparados às estimativas obtidas pelo MLME gerado a partir de imagens Landsat-8. A figura 16 exemplifica uma destas grades de validação no município de Registro (SP), em que é possível observar a proporção destes tipos de superfície dentro dos polígonos representativos dos pixels do Landsat-8.

Figura 15: Localização de grades de validação traçadas a partir de imagens PlanetScope.



Fonte: Rodrigo Endo, 2026.

Figura 16: Exemplo de avaliação de imagens PlanetScope em grades sobre o município de Registro (SP).



Fonte: Rodrigo Endo, 2026.

Com estes dados para a validação, foram extraídos os valores das estimativas de vegetação intraurbana e de superfícies impermeáveis geradas pelo MLME e calculadas métricas de validação em relação às estimativas geradas a partir das imagens PlanetScope. Como parâmetros de validação, foram calculados o erro médio quadrático, o erro médio absoluto e a correlação de Pearson entre as estimativas do MLME e os valores estimados nas imagens PlanetScope. Os cálculos destes parâmetros podem ser descritos de acordo pelas fórmulas a seguir:

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |x_i - y_i|$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2}$$

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - y_m)(x_i - x_m)}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - y_m)^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - x_m)^2}}$$

Sendo que:

MAE é o erro médio absoluto;

RMSE é o erro médio quadrático;

r é a correlação de Pearson;

n é o número de amostras avaliadas;

x_i é o valor estimado pelo MLME;

x_m é o valor médio das estimativas do MLME;

y_i é o valor observado das amostras de validação;

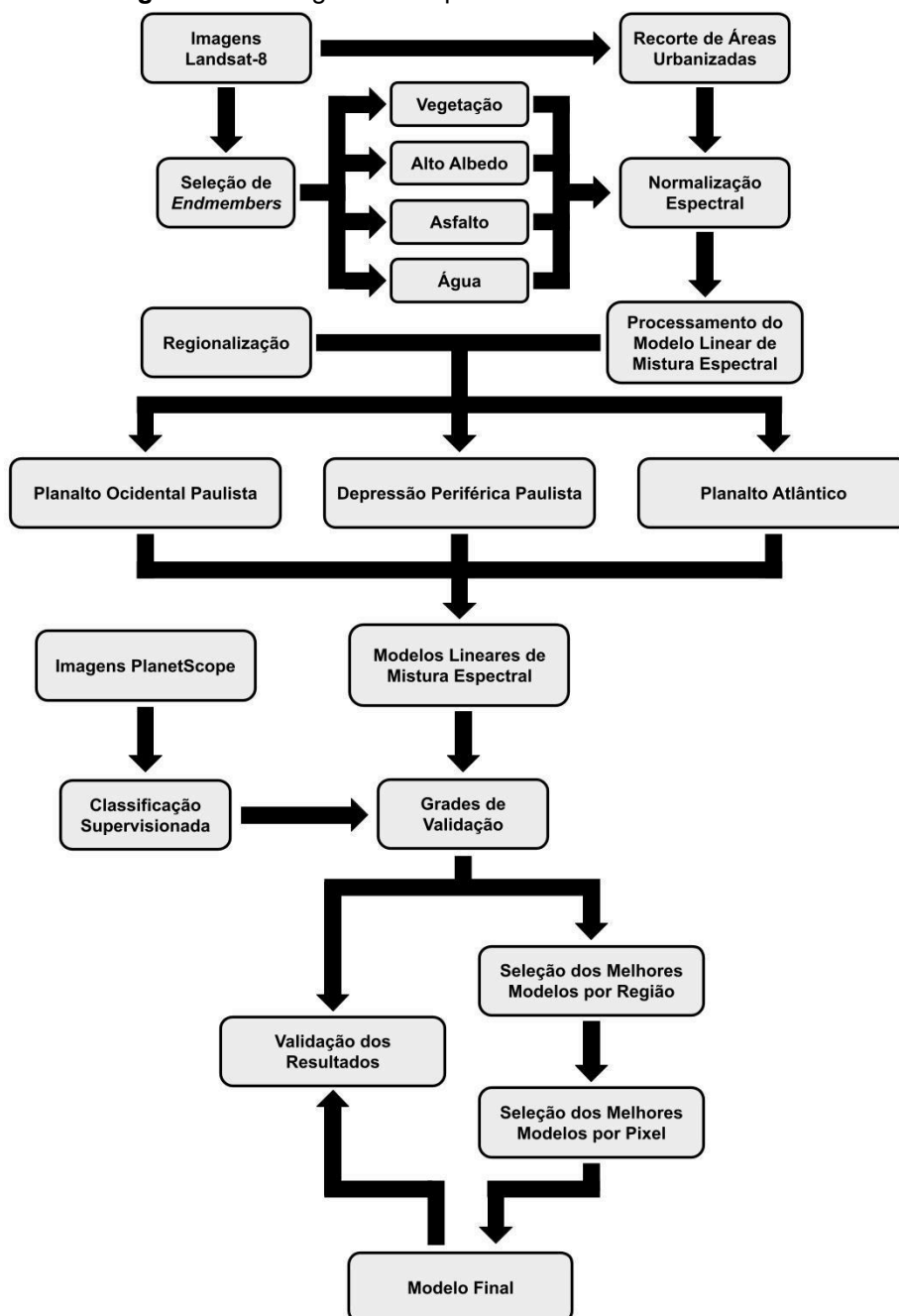
y_m é o valor médio das amostras de validação.

Para a construção do MLME final, foram gerados ao todo 1300 modelos para cada uma das regiões estabelecidas, das quais foram extraídos os 130 modelos com melhores resultados na validação, ou seja, foram selecionadas as estimativas dos melhores 10% modelos gerados em cada região. Além desta seleção dos melhores modelos por região, foram selecionados também os melhores modelos na

escala do pixel a partir da banda do erro médio quadrático. Assim, para cada pixel, foram selecionados os 35 melhores modelos e retirada a média das estimativas obtidas por eles para compor as estimativas finais. A partir destes valores de erro médio quadrático gerado para cada pixel, a confiabilidade das estimativas finais também pode ser avaliada para cada pixel dos modelos gerados.

A Figura 17 ilustra os procedimentos metodológicos realizados neste trabalho para o MLME final:

Figura 17: Fluxograma dos procedimentos deste trabalho.



Fonte: Rodrigo Endo, 2026.

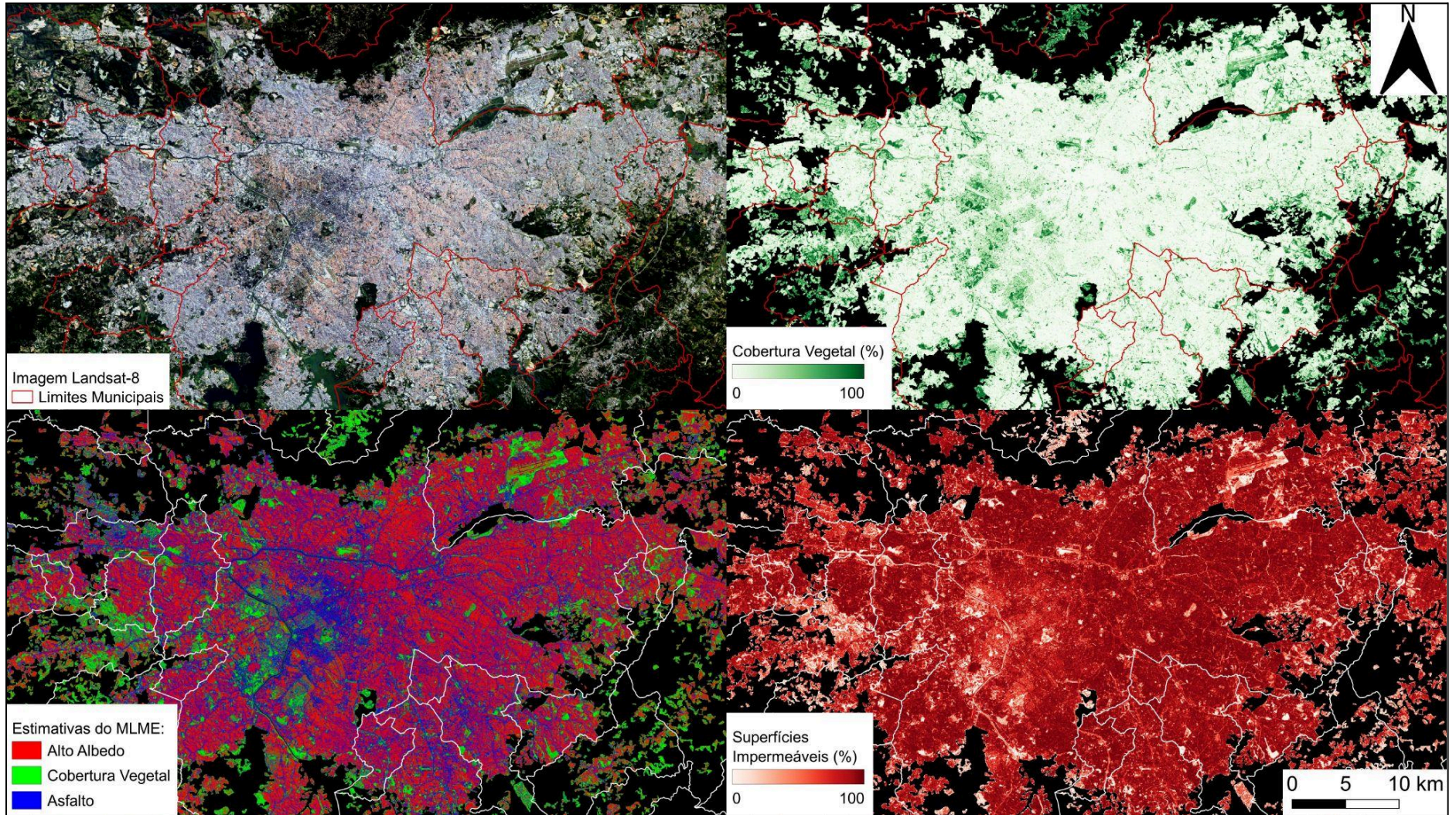
7 Resultados e Discussão

Como resultado deste trabalho foi desenvolvido um MLME capaz de estimar a presença vegetação intraurbana e de superfícies impermeáveis de áreas urbanas para todos os municípios do Estado de São Paulo. As figuras abaixo (Figuras 18 a 24) representam a visualização do MLME sobre algumas das principais áreas urbanas do Estado de São Paulo. Apesar destas áreas urbanas se situarem em diferentes contextos e condições ambientais, é possível observar que o MLME foi capaz de estimar as frações de vegetação intraurbana e de superfícies impermeáveis de forma condizente ao que é observado nas imagens Landsat-8.

Foi observado que grande parte das áreas urbanas do Estado de São Paulo sofreram um intenso processo de impermeabilização dos solos, o que pode ter repercussões significativas sobre a qualidade ambiental dos espaços urbanos. Como foi apontado anteriormente, as superfícies impermeáveis podem contribuir na geração de impactos significativos sobre as cidades e suas populações, como é o caso de fenômenos como a ilha de calor urbana, alterações em padrões de chuvas, enchentes e inundações e muitos outros. Nesse sentido, a grande abrangência das superfícies impermeáveis observada nos municípios de São Paulo pode servir como um indicador importante das intervenções antrópicas e seu gerenciamento adequado pode ser uma ferramenta importante para o combate às mudanças climáticas em ambientes urbanos, buscando assim minimizar os impactos ambientais sobre a população urbana do Estado de São Paulo.

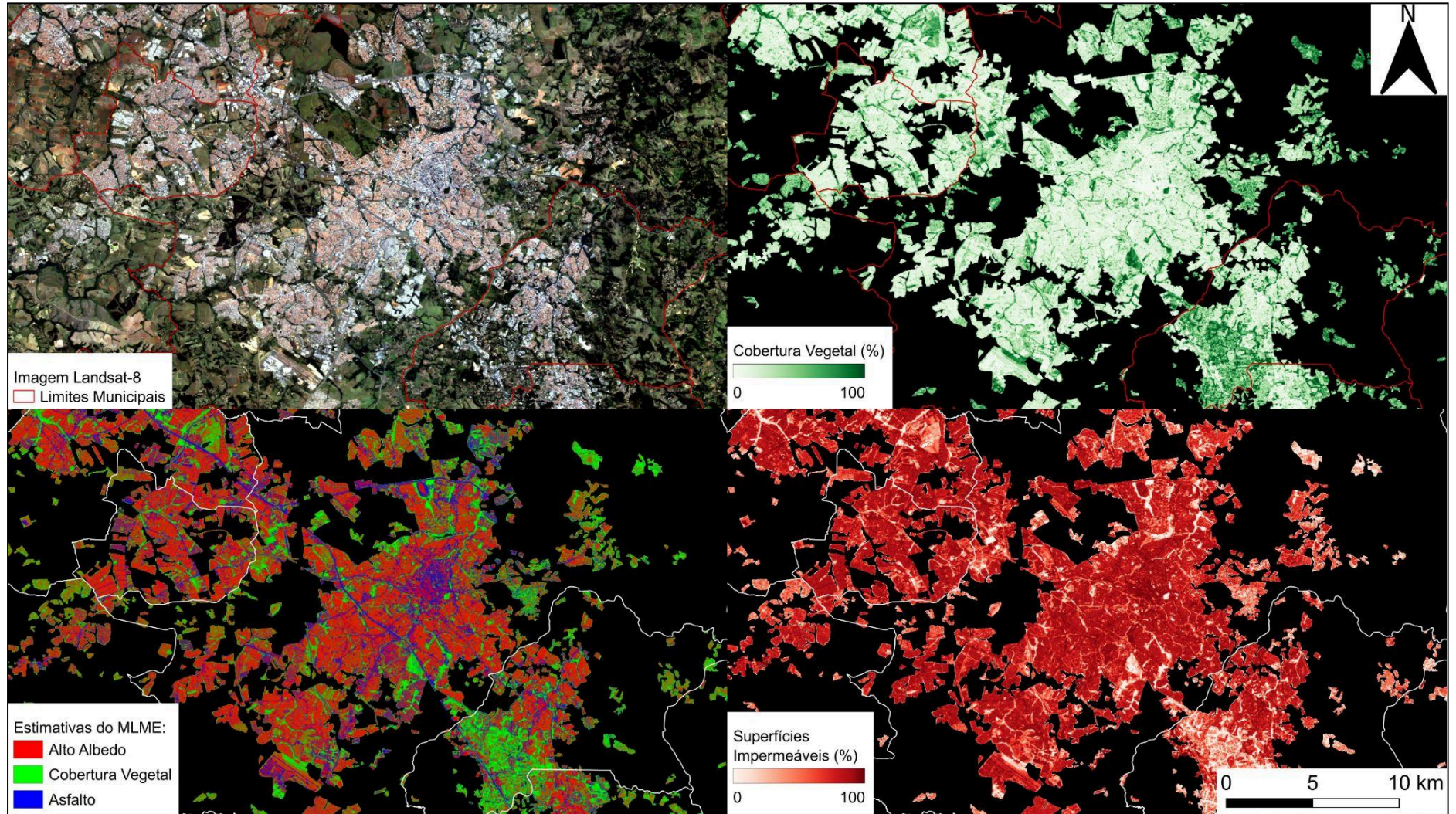
Uma das formas de se mitigar os impactos causados pela impermeabilização de superfícies é pela distribuição de vegetação intraurbana em cidades. Através do MLME produzido neste trabalho foi possível observar que a vegetação intraurbana encontra-se distribuída de forma desigual sobre os espaços urbanos, podendo ser encontrada em algumas áreas através de infraestruturas verdes como parques, praças, áreas de proteção ambiental ou mesmo vias arborizadas, enquanto em outras áreas é praticamente inexistente. Essa desigualdade na distribuição da vegetação intraurbana afeta diretamente a população urbana, já que seus benefícios se concentram sobre algumas parcelas da cidade enquanto os impactos de sua ausência se concentram sobre outras.

Figura 18: Visualização do MLME sobre a RMSP.



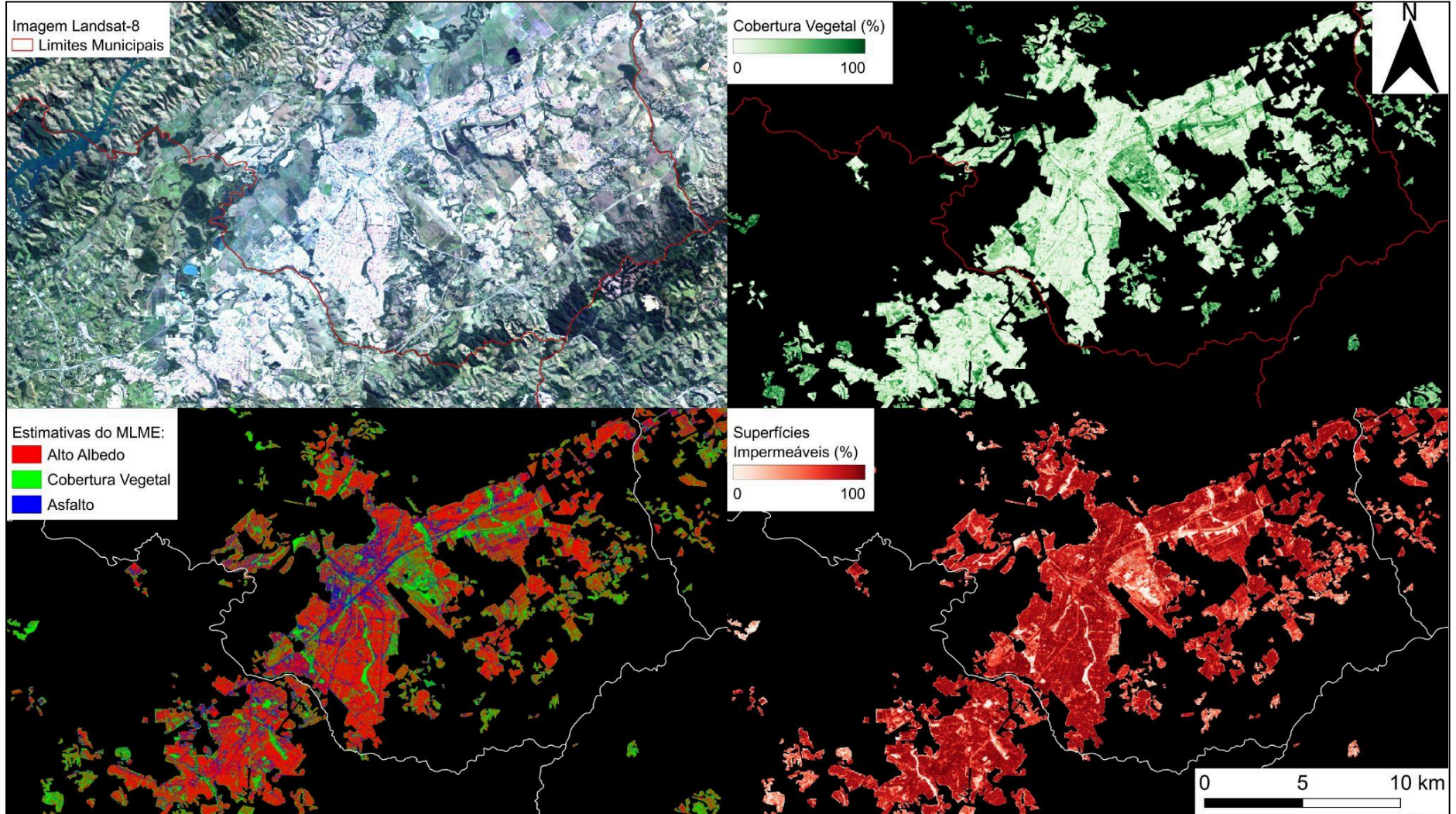
Fonte: Rodrigo Endo, 2026

Figura 19: Visualização do MLME sobre a Região Metropolitana de Campinas.



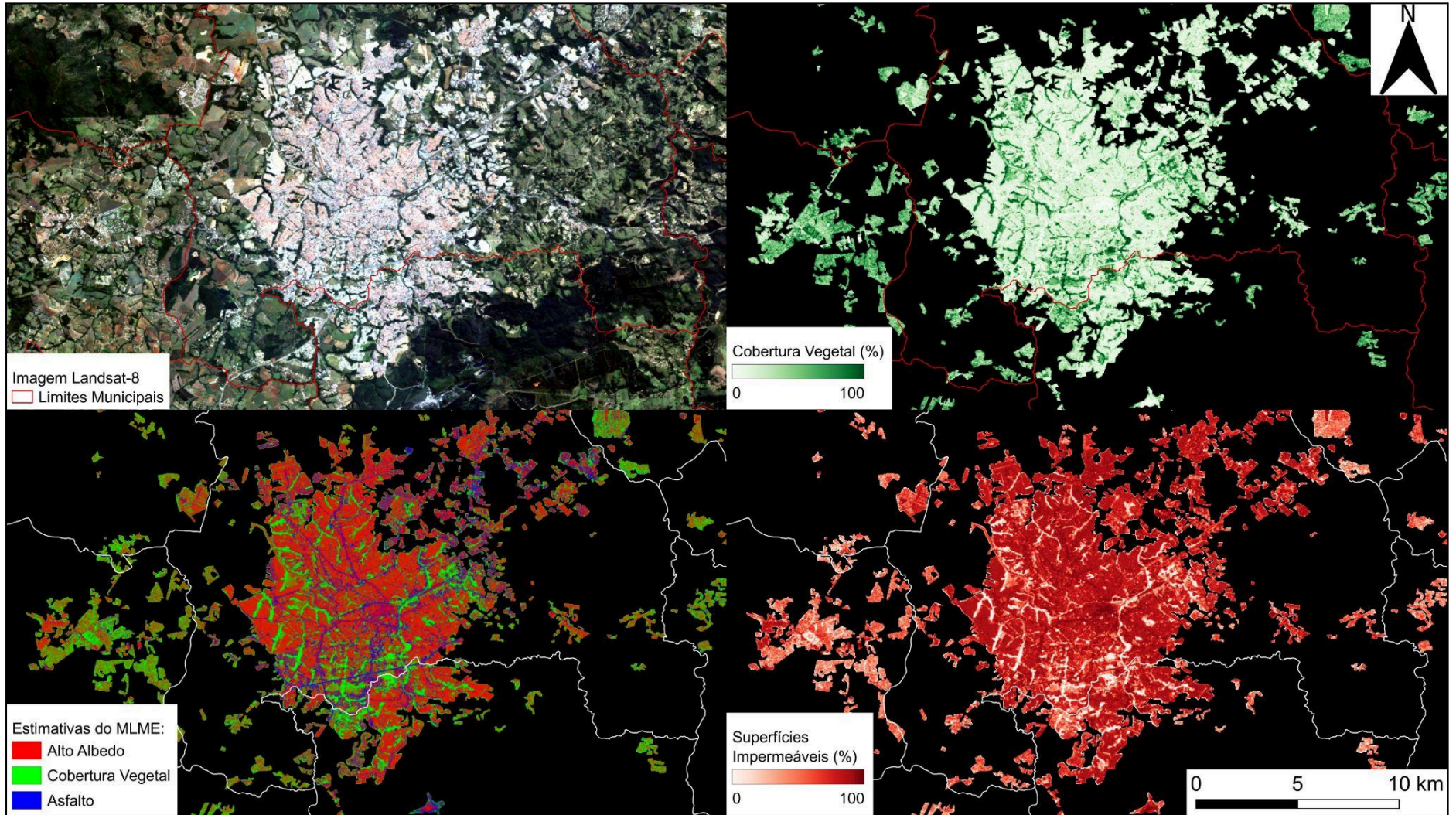
Fonte: Rodrigo Endo, 2026

Figura 20: Visualização do MLME sobre a área urbana de São José dos Campos.



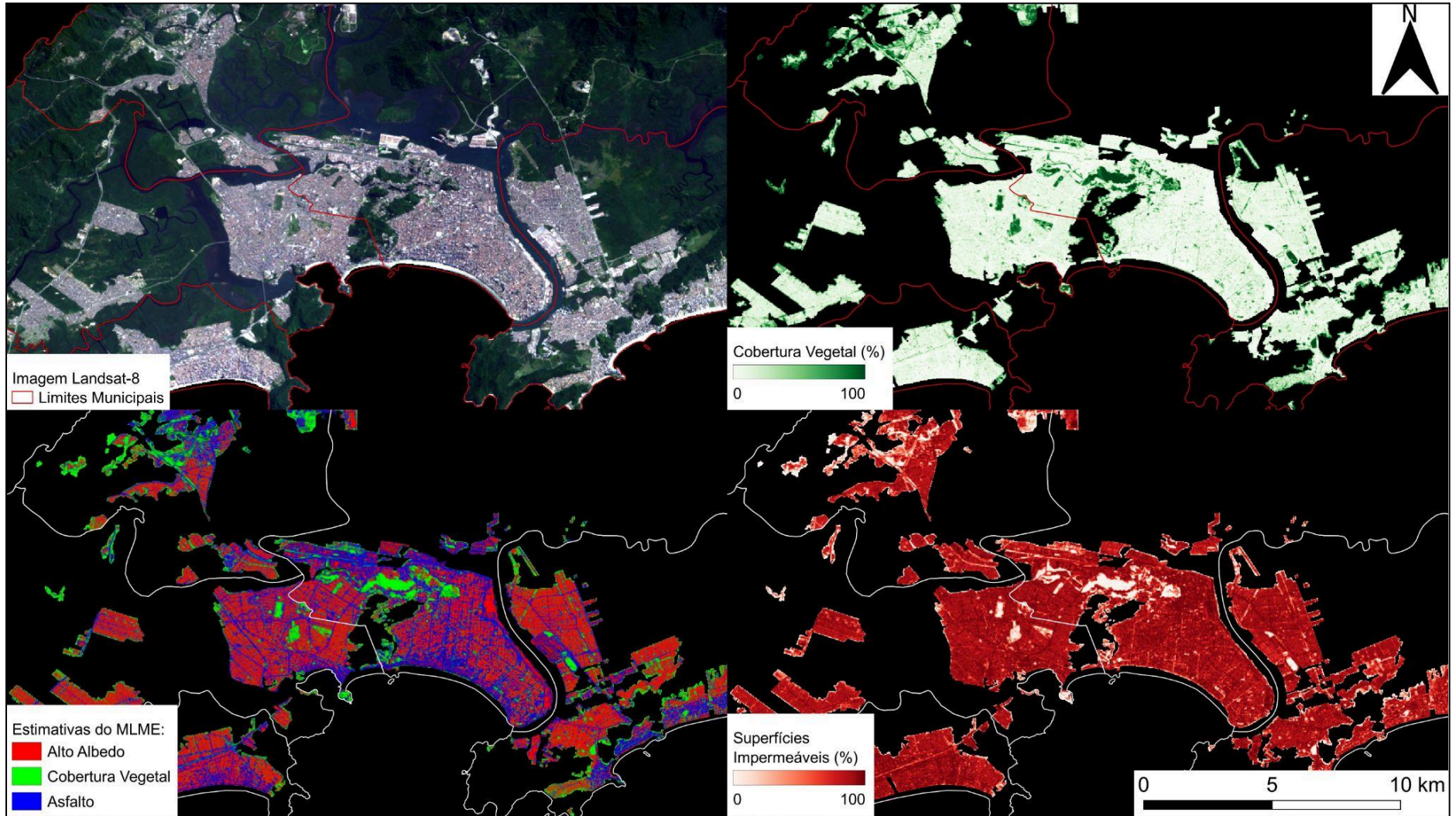
Fonte: Rodrigo Endo, 2026

Figura 21: Visualização do MLME sobre a Região Metropolitana de Sorocaba.



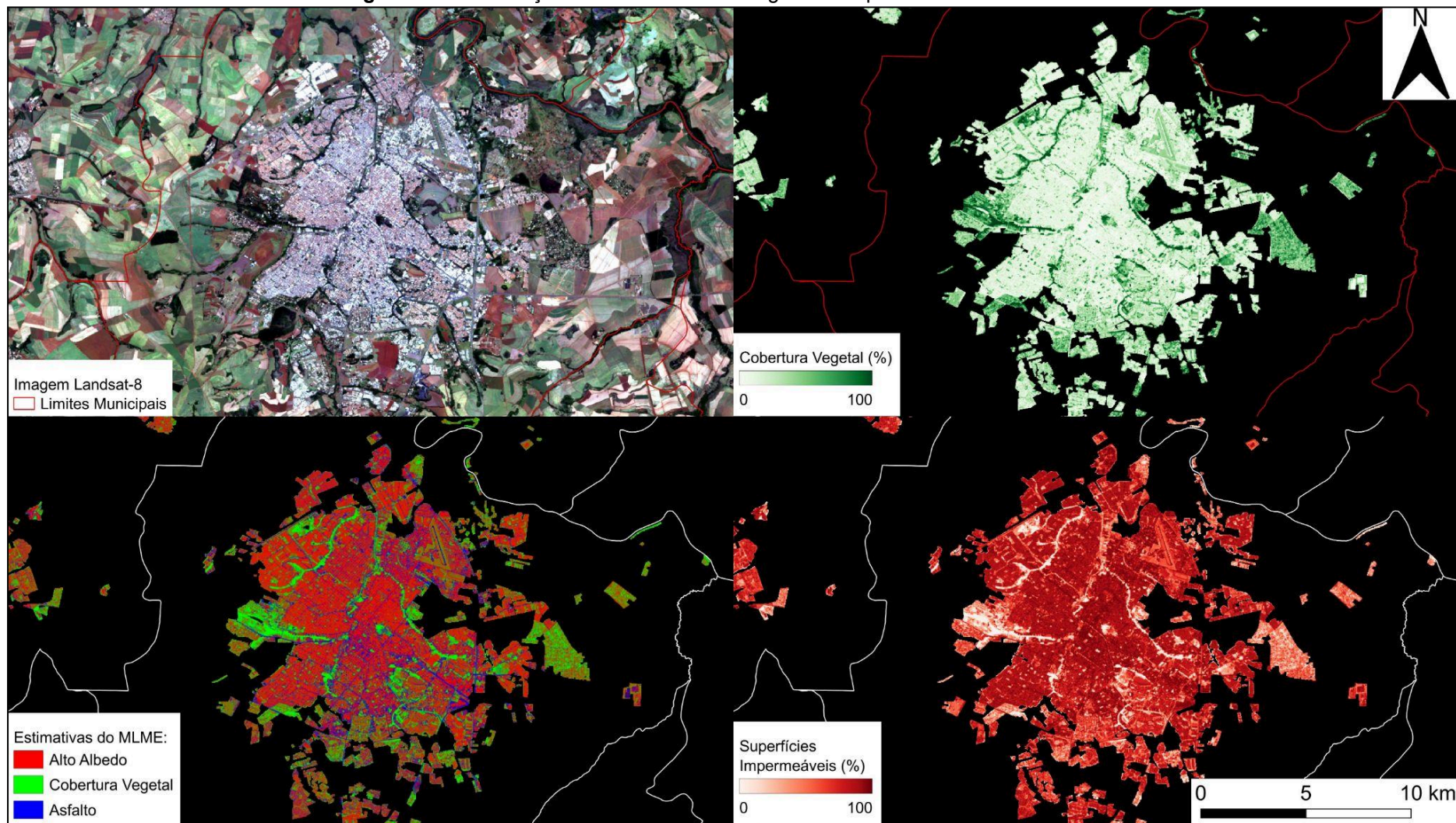
Fonte: Rodrigo Endo, 2026

Figura 22: Visualização do MLME sobre a Região Metropolitana da Baixada Santista.



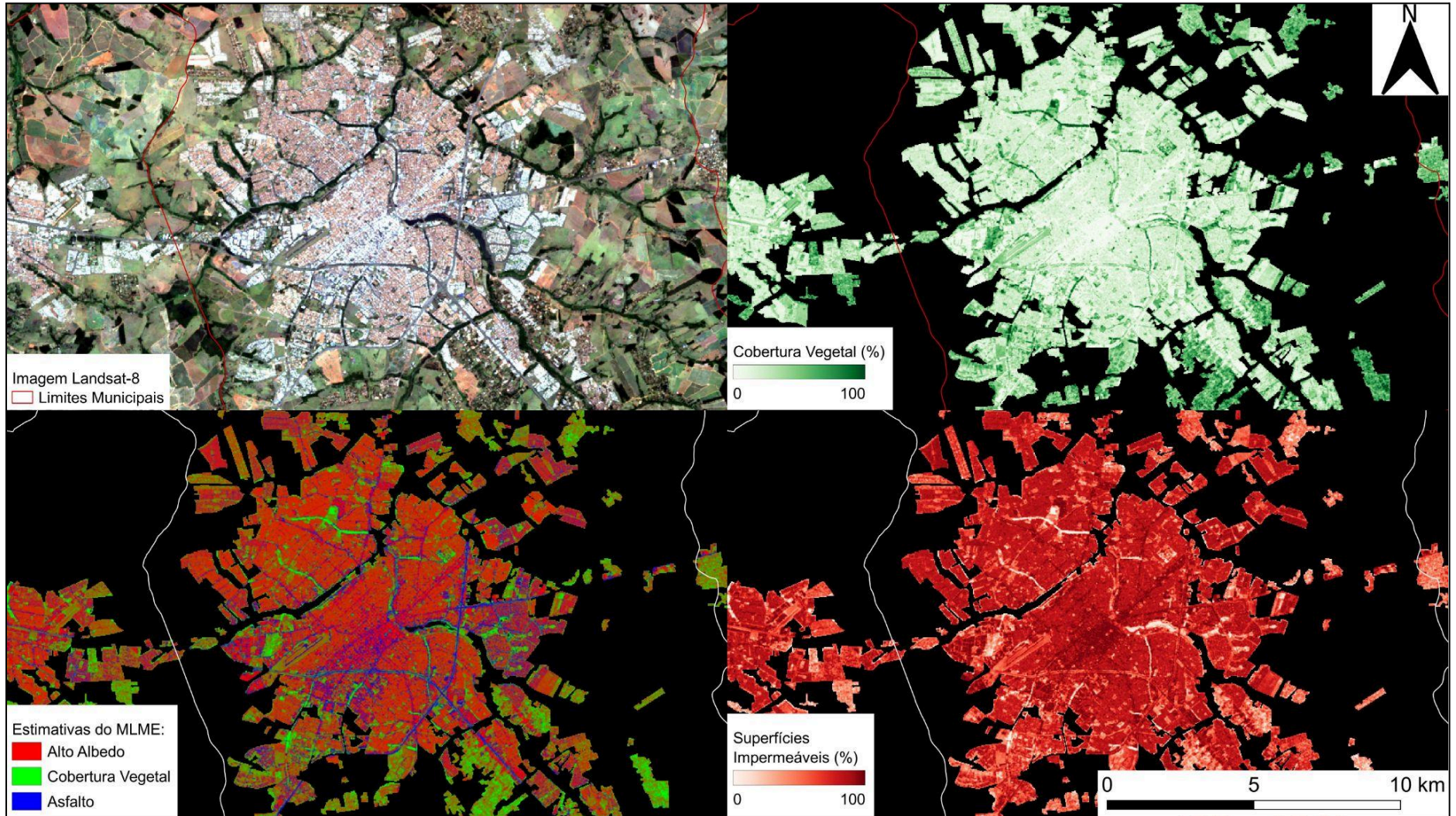
Fonte: Rodrigo Endo, 2026.

Figura 23: Visualização do MLME sobre a Região Metropolitana de Ribeirão Preto.



Fonte: Rodrigo Endo, 2026

Figura 24: Visualização do MLME sobre a Região Metropolitana de São José do Rio Preto.



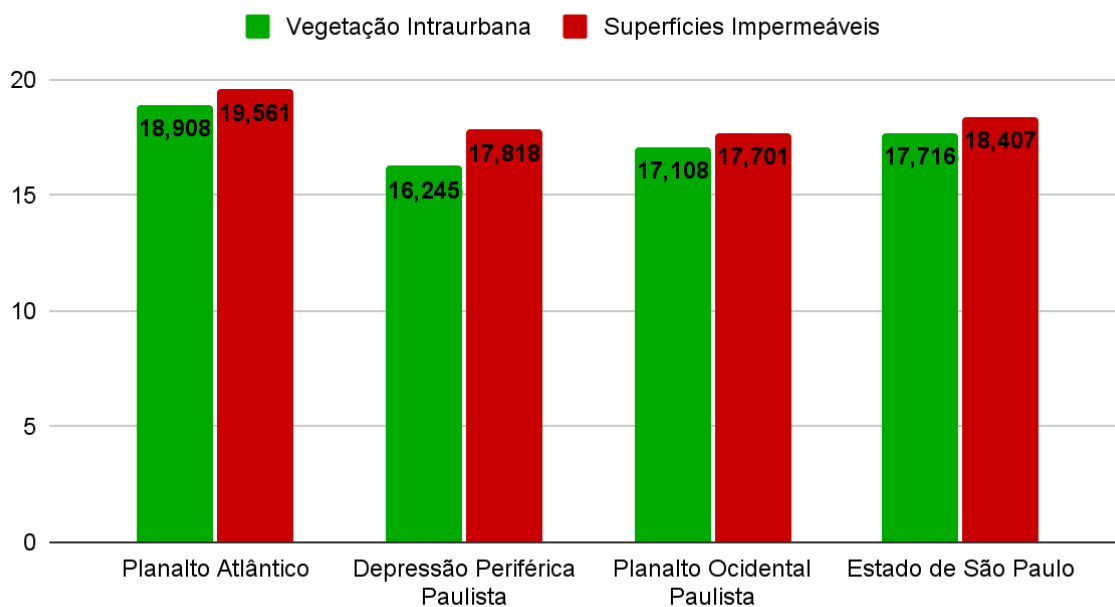
Fonte: Rodrigo Endo, 2026

Os resultados do MLME foram validados a partir de imagens do satélite PlanetScope, a partir das quais foram calculados o erro médio absoluto, o erro médio quadrático e a correlação de Pearson entre os dados obtidos por estas imagens de alta resolução e as estimativas obtidas pelo MLME, que indicaram resultados satisfatórios em relação ao desempenho da modelagem e das estratégias adotadas no seu processamento. Ao se avaliar o desempenho regional do MLME, foi observado que a regionalização aplicada ao processamento dos modelos foi benéfica à modelagem final, já que ao se selecionar os modelos mais adequados a cada região, as estimativas do MLME foram aprimoradas.

As figuras 25 e 26 representam respectivamente os valores de erro médio absoluto e de erro médio quadrático calculados por região e a média para o Estado de São Paulo. Os valores médios do erro médio absoluto obtidos para o Estado de São Paulo foram de 17,7% para a vegetação intraurbana e 18,4% para superfícies impermeáveis, enquanto o erro médio quadrático foi de 22,9% para vegetação e 23,9% para superfícies impermeáveis. Finalmente, a figura 27 representa a correlação de Pearson obtida entre as estimativas obtidas pelo MLME em relação às amostras de validação, observando-se valores de correlação alta de 0.815 para a vegetação intraurbana e 0.806 para superfícies impermeáveis para o Estado de São Paulo. Apesar do bom desempenho geral do modelo, é possível observar que existem significativas variações no desempenho do MLME nas diferentes regiões avaliadas do Estado de São Paulo. É possível observar que as estimativas de vegetação intraurbana e de superfícies impermeáveis obtiveram um melhor desempenho na validação em regiões no interior do Estado de São Paulo, tanto no Planalto Ocidental Paulista quanto na Depressão Periférica Paulista. Por outro lado, observam-se resultados de validação no Planalto Atlântico com indicadores de erro maiores e menor correlação em relação às demais regiões. Isso pode ser explicado pela maior heterogeneidade desta região, apresentando paisagens diversificadas desde ambientes costeiros na Baixada Santista até áreas intensamente urbanizadas da RMSP. Além disso, o Planalto Atlântico se destaca por apresentar relevos serranos e cuja topografia acidentada pode ter causado significativas interferências nas estimativas realizadas pelo MLME devido a maior incidência de sombras. Assim, ao se buscarem os melhores modelos para a região, não foi possível selecionar modelos capazes de representar toda a diversidade de ambientes presentes nela. Isso indica que, se uma regionalização com um maior número de

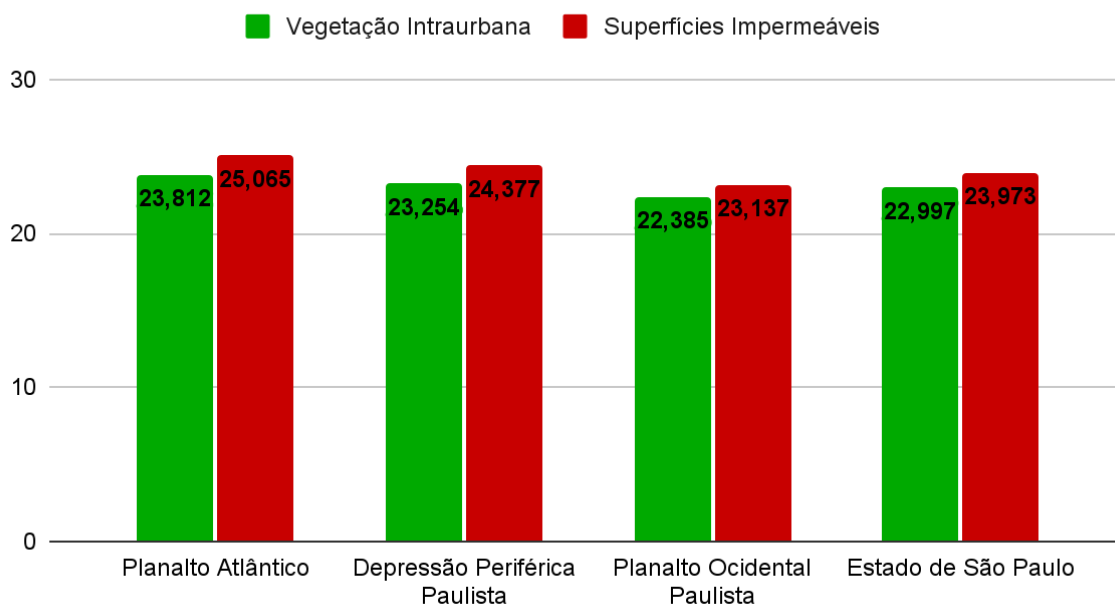
compartimentos sobre o Estado de São Paulo fosse aplicada ao processamento do MLME, os resultados de suas estimativas poderiam ser significativamente aprimorados.

Figura 25: Erro Médio Absoluto por Região (%).



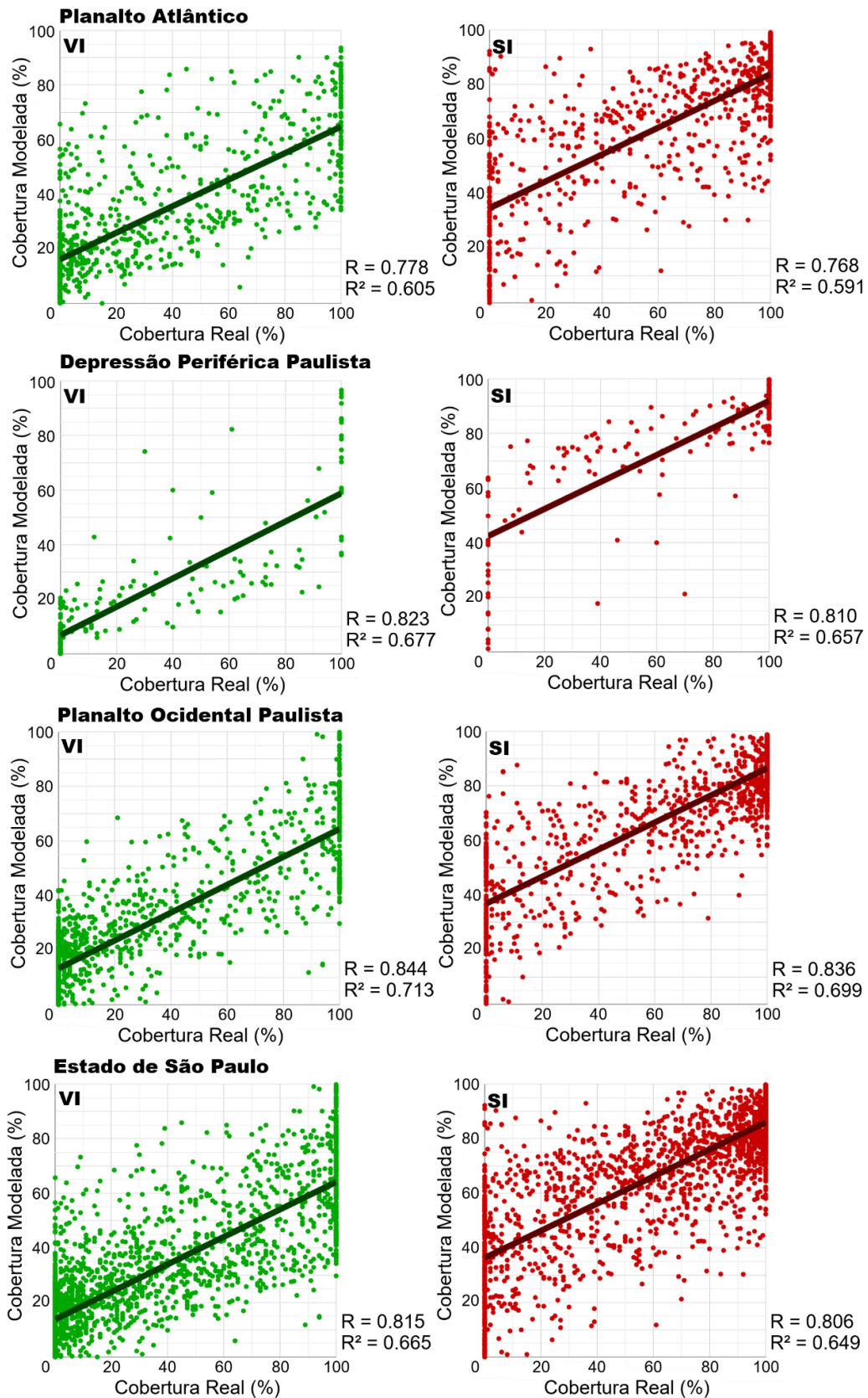
Fonte: Rodrigo Endo, 2026

Figura 26: Erro Médio Quadrático por Região (%).



Fonte: Rodrigo Endo, 2026.

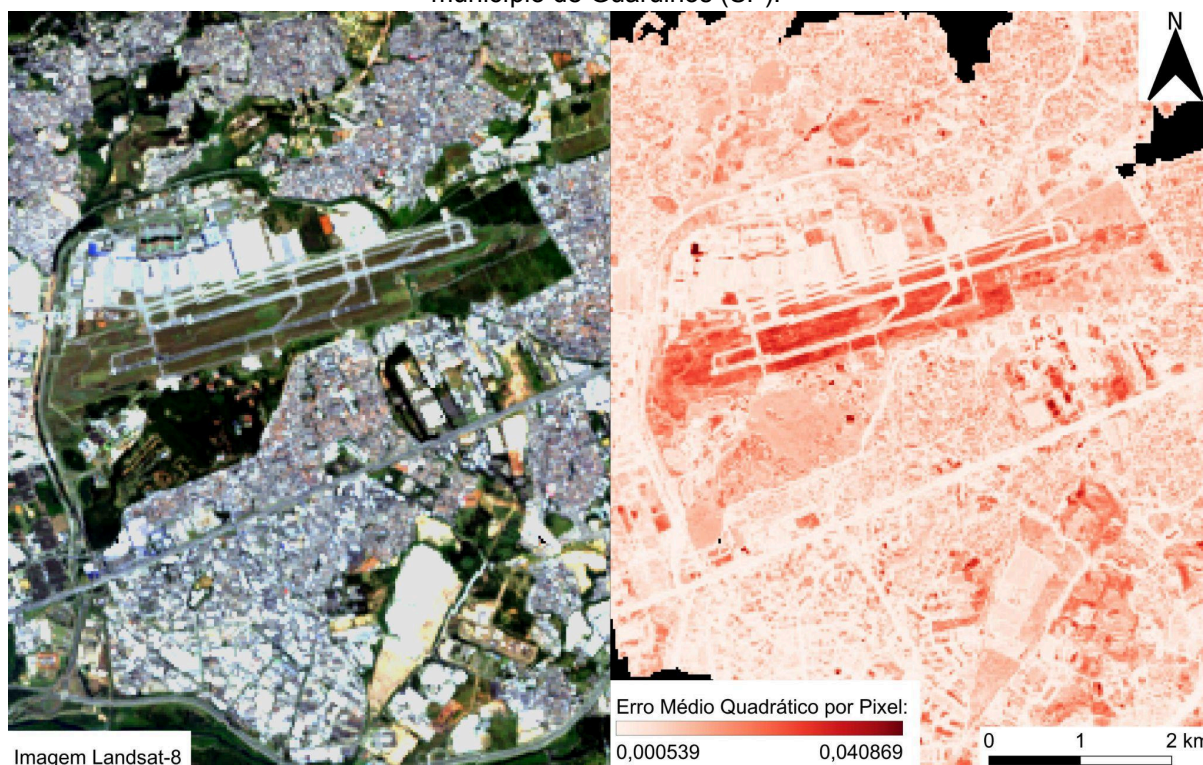
Figura 27: Correlação entre estimativas da cobertura modelada e cobertura real da vegetação intraurbana (VI) e superfícies impermeáveis (SI) por região.



Fonte: Rodrigo Endo, 2026.

Outra forma de se avaliar os resultados obtidos na modelagem é através da banda do erro médio quadrático gerada para cada modelo, a partir da qual pode ser avaliada a aderência dos *endmembers* utilizados para cada pixel da imagem Landsat-8 (Figura 28). É possível observar que o erro médio quadrático foi elevado em áreas cujo tipo de superfície não foi propriamente representado pelos *endmembers* utilizados para a modelagem, como é o caso de áreas com vegetação rasteira ou seca, áreas de solo exposto, entre outros.

Figura 28: Confiabilidade da modelagem segundo a banda do erro médio quadrático sobre o município de Guarulhos (SP).



Fonte: Rodrigo Endo, 2026

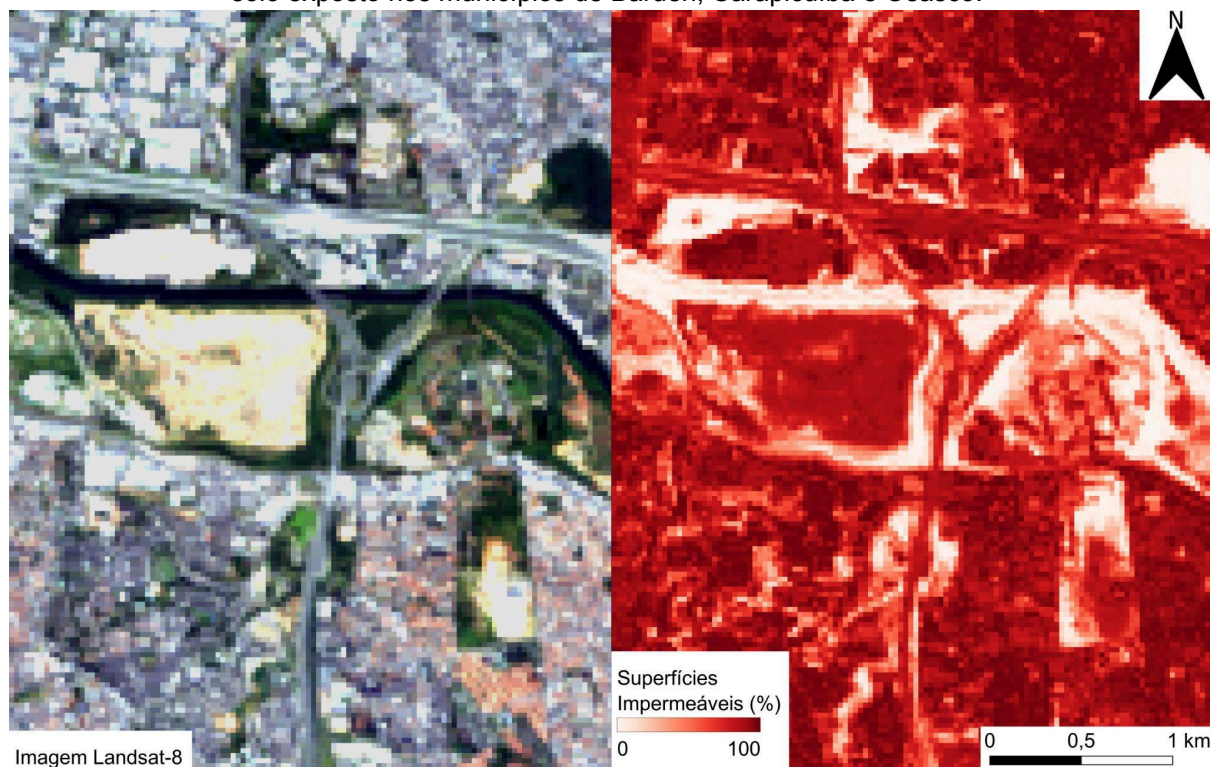
Dessa forma, é possível observar que além dos erros presentes nas estimativas de vegetação intraurbana e de superfícies impermeáveis, as métricas de validação podem ser impactadas também por erros de interpretação em relação a outros tipos de superfícies que não foram modeladas no MLME final. Estes erros envolvem tipos de superfícies que apresentam assinaturas espectrais similares àquelas utilizadas como *endmembers* no MLME gerado e são uma das principais limitações deste método.

Uma primeira forma em que este tipo de erro se manifesta é pela seleção de pixels segundo a banda do erro médio quadrático. Ao se selecionarem os pixels

com menor erro segundo a banda de erro médio quadrático, são selecionados os grupos de *endmembers* com melhor aderência em relação àquele pixel, mas isso não significa que eles são necessariamente os *endmembers* mais representativos da realidade. Por exemplo, *endmembers* de água apresentam melhor aderência em áreas sombreadas por relevo ou por edifícios. Assim, estes pixels apresentam menor erro médio quadrático quando considerados como corpos hídricos, podendo gerar erros de interpretação pelo MLME e impactando as estimativas tanto de vegetação intraurbana quanto de superfícies impermeáveis. Por isso, a seleção dos pixels com menor erro médio quadrático participou de forma complementar à seleção regional dos *endmembers* mais adequados no MLME final.

Nesse sentido, tipos de superfícies que não foram utilizadas como *endmembers* são interpretados incorretamente na modelagem. Por exemplo, é possível observar que superfícies de solo exposto e vegetação não fotossinteticamente ativa são interpretadas pelo MLME como superfícies impermeáveis, tanto como alto albedo quanto de asfalto, devido à resposta espectral similar entre estes materiais, podendo assim gerar erros de superestimativa de superfícies impermeáveis (Figura 29).

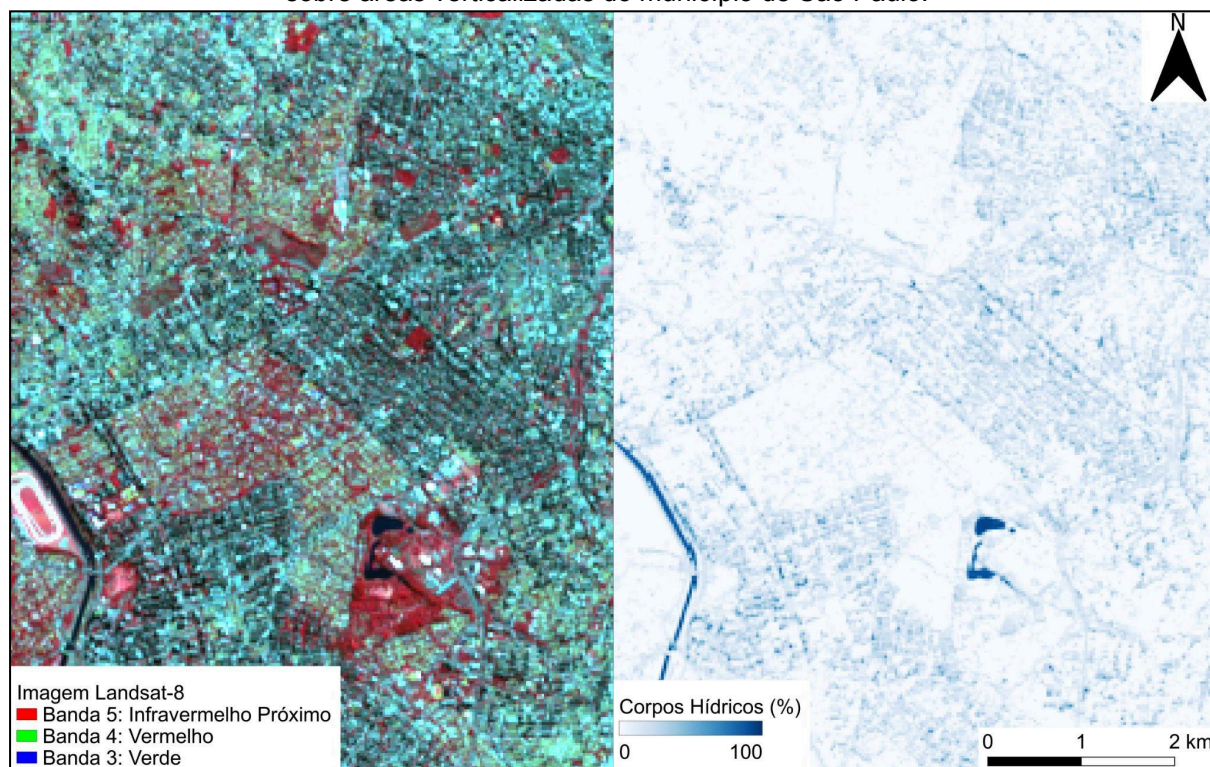
Figura 29: Imagem Landsat-8 e visualização da fração de superfícies impermeáveis sobre áreas com solo exposto nos municípios de Barueri, Carapicuíba e Osasco.



Fonte: Rodrigo Endo, 2026

Outro erro similar que é observado no MLME gerado é a interpretação de áreas sombreadas pelo relevo ou edifícios como corpos hídricos, como foi citado anteriormente, podendo assim impactar as estimativas tanto de vegetação intraurbana quanto de superfícies impermeáveis. Este tipo de erro foi minimizado pelo procedimento de normalização espectral realizado nas bandas do Landsat-8 e nos *endmembers* utilizados, mas ainda estão presentes especialmente em áreas com maior declividade ou concentração de edifícios altos, como é o caso de áreas centrais do município de São Paulo, em que a concentração de edifícios de grande porte geram um significativo sombreamento da superfície (Figura 30).

Figura 30: Imagem Landsat-8 em falsa-cor e visualização da fração de corpos hídricos do MLME sobre áreas verticalizadas do município de São Paulo.



Fonte: Rodrigo Endo, 2026

8 Conclusões

Os ambientes urbanos são os espaços mais intensamente transformados por intervenções antrópicas sobre espaços naturais, gerando impactos que afetam significativamente a qualidade de vida da população urbana. Apenas no Estado de São Paulo, existem mais de 40.000.000 de pessoas residindo em áreas urbanas de diferentes dimensões e arranjos, sendo assim acometidas por diferentes tipos de impactos ambientais e com diferentes intensidades.

Uma das principais formas de se avaliar a dimensão da urbanização e de seus impactos é através da avaliação de superfícies impermeáveis, que contribuem com parte dos impactos da urbanização. Estes impactos podem ser significativamente mitigados pela presença da vegetação intraurbana, que desempenha um papel fundamental no combate às mudanças climáticas e para o bem-estar da população em ambientes urbanos. Nesse sentido, entender a distribuição das superfícies impermeáveis e da vegetação urbana é essencial para a proposição de políticas públicas que busquem combater impactos ambientais da urbanização através da expansão de áreas verdes urbanas.

O presente trabalho buscou contribuir nesta discussão através do mapeamento da vegetação intraurbana e de superfícies impermeáveis através de técnicas de sensoriamento remoto utilizando imagens multiespectrais do satélite Landsat-8 para o Estado de São Paulo. A partir da metodologia do MLME, foi possível estimar a dimensão da cobertura vegetal e das superfícies impermeáveis presentes em áreas urbanas a partir de *endmembers* de vegetação, alto albedo, asfalto e água coletados em diferentes regiões do Estado de São Paulo. Para cada uma de três regiões morfoesculturais do Estado de São Paulo foram gerados 1300 modelos de mistura espectral compostos por combinações aleatórias dos *endmembers* coletados, permitindo assim a seleção dos modelos com melhor desempenho regional e por pixel para compor as estimativas finais de vegetação intraurbana e de superfícies impermeáveis.

Para a validação destas estimativas, foram utilizadas imagens de alta resolução do satélite PlanetScope de diferentes áreas urbanas do Estado de São Paulo. Estas imagens foram avaliadas em relação à sua cobertura por superfícies impermeáveis, vegetação e corpos hídricos, e a partir delas foram geradas amostras de validação equivalentes a pixels do satélite Landsat-8 utilizado como base para o

processamento do MLME. Dessa forma, foram calculados o erro médio absoluto, o erro médio quadrático e a correlação entre as amostras de validação e estimativas do MLME. Os resultados de validação indicaram erro médio absoluto inferior a 20% para as estimativas de vegetação e superfícies impermeáveis para todas as regiões do Estado de São Paulo e erro médio quadrático entre 22% e 25%. As correlações obtidas foram moderadas, com média de 0.815 para as estimativas de vegetação intraurbana e 0.806 para as estimativas de superfícies impermeáveis. Dessa forma, as estimativas de vegetação intraurbana e de superfícies impermeáveis foram satisfatoriamente modeladas pelo MLME.

Como resultado deste trabalho, foi possível mapear e estimar a dimensão da vegetação intraurbana e de superfícies impermeáveis em todos os municípios do Estado de São Paulo. Foi observado que grande parte das áreas urbanas paulistas são cobertas por superfícies impermeáveis, enquanto a vegetação está distribuída de forma desigual, fazendo com que uma parcela restrita da população tenha acesso aos benefícios providenciados por ela e outra grande parte da população seja mais severamente impactada pelos impactos de superfícies impermeáveis. Dessa forma, o mapeamento realizado neste trabalho busca auxiliar na proposição de políticas públicas para expandir a distribuição da vegetação intraurbana, contribuindo assim no enfrentamento das mudanças climáticas e buscando um arranjo mais justo dos benefícios providenciados pela natureza, especialmente aos grupos mais vulneráveis da população urbana do Estado de São Paulo.

Referências Bibliográficas

ALMEIDA, C. M. V. B.; MARIANO, M. V.; AGOSTINHO, F.; LIU, G. **Exploring the potential of urban park size for the provision of ecosystem services to urban centres: A case study in São Paulo, Brazil.** *Building and environment*, v. 144, p. 450–458, 2018.

ARANTES, B. L.; CASTRO, N. R.; GILIO, L. POLIZEL, J. L.; FILHO, D. F. S. **Urban forest and per capita income in the mega-city of São Paulo, Brazil: A spatial pattern analysis.** *Cities*, v. 111, 2021.

ARNOLD, C.; GIBBONS, C. **Impervious surface coverage: the emergence of a key environmental indicator.** In: *Journal of the American Planning Association*, 62(2), p. 243-258, 1996.

ASNER, G.P.; LOBELL, D.B. **A biogeophysical approach for automated SWIR unmixing of soils and vegetation.** *Remote Sens. Environ.*, p. 99–112, 2000.

BOLUND, P.; HUNHAMMAR, S. **Ecosystem services in urban areas.** *Ecological Economics*, v. 29, p. 293–301, 1999.

BREIMAN, L., **Random forests.** *Machine Learning Journal*, 45, p. 5–32, 2001.

CERON, A. O.; DINIZ, J. A. F. **O Uso das fotografias aéreas na identificação das formas de utilização agrícola da terra.** *Revista Brasileira de Geografia*, v. 2, p. 161–173, 1966.

FANTIN, M.; PEDRASSOLI, J. C.; MARTINES, M. R.; KAWAKUBO, F. S.. **Proposal for an index of roads and structures for the mapping of non-vegetated urban surfaces using OSM and Sentinel-2 data.** *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, v. 109, 2022.

GONZÁLEZ-MARÍN, A.; GARRIDO-CUMBRERA, M. **Assessing urban vegetation inequalities: Methodological insights and evidence.** *Ecological informatics*, v. 86, 2025.

IBGE. Diretoria de Geociências, Coordenação de Meio Ambiente. **Áreas Urbanizadas do Brasil 2019.** Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/redes-geograficas/15789-areas-urbanizadas.html>

IBGE. **Malha Municipal Digital da Divisão Político-Administrativa Brasileira**, Rio de Janeiro: IBGE, 2024. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html>.

JUSTINIANO, E. F.; SANTOS JÚNIOR, E. R.; MELO, B. M.; SIQUEIRA, J. V. N.; MORATO, R. G.; FANTIN, M.; PEDRASSOLI, J. C. MARTINES, M. R.; KAWAKUBO, F. S.. **Proposal for an index of roads and structures for the mapping of**

non-vegetated urban surfaces using OSM and Sentinel-2 data. International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation, v. 109, p. 102791, 2022.

KAWAKUBO, F. S. **Metodologia de Classificação de Imagens Multiespectrais aplicada ao Mapeamento do Uso da Terra e Cobertura Vegetal na Amazônia: Exemplo de Caso na Região de São Félix do Xingu, Sul do Pará.** Tese (Doutorado em Geografia Física) - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, 2010. Disponível em: https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/8/8135/tde-28092010-093245/publico/2010_FernandoShinjiKawakubo.pdf

KAWAKUBO, F. S.; MORATO, R. G.; LUCHIARI, A. **Use of fraction imagery, segmentation and masking techniques to classify land-use and land-cover types in the Brazilian Amazon.** International Journal of Remote Sensing, v. 34, n. 15, p. 5452–5467, 2013.

KAWAKUBO, F. S.; MORATO, R. G.; MARTINS, M.; MATAVELI, G.; NEPOMUCENO, P.; MARTINES, M. **Quantification and Analysis of Impervious Surface Area in the Metropolitan Region of São Paulo, Brazil.** Remote Sens., 11, 944, 2019.

KISVARGA, S.; HOROTÁN K.; NEMÉNYI, A.; JANA, T.; ISTVÁNFI, Z.; ORLÓCI, L. **The ecology of urban Vegetation: Trade-Offs, stressors, and adaptive strategies.** Environmental and Sustainability Indicators, v. 28, 2025.

LIMA, G. N.; LOMBARDO, M. A.; RUEDA, V. O. M. **Urban water supply and the changes in the precipitation patterns in the metropolitan area of São Paulo – Brazil.** Applied geography, v. 94, p. 223–229, 2018.

LIMA, G. N.; RUEDA, V. O. M. **The urban growth of the metropolitan area of Sao Paulo and its impact on the climate.** Weather and climate extremes, v. 21, p. 17–26, 2018.

LIN, J.; ZHANG, H.; CHEN, M. **Socioeconomic disparities in cooling and warming efficiencies of urban vegetation and impervious surfaces.** Sustainable cities and society, v. 92, 2023.

LIU, T.; YANG, X. **Mapping vegetation in an urban area with stratified classification and multiple endmember spectral mixture analysis.** Remote Sensing of Environment, v. 133, p. 251-264, 2013.

LU, D.; LI, G.; KUANG, W.; MORAN, E. **Methods to extract impervious surface areas from satellite images.** International journal of digital earth, v. 7, n. 2, p. 93–112, 2014.

MARENGO, J. A. **Água e mudanças climáticas.** Estudos avançados, v. 22, p. 83-96, 2008.

MARENGO, J. A.; AMBRIZZI, T.; ALVES, L. M.; BARRETO, N. J. C.; REBOITA, M. S.; RAMOS, A. M. **Changing trends in rainfall extremes in the metropolitan area of São Paulo: Causes and impacts.** *Frontiers in climate*, v. 2, 2020.

MARTINELLI, M. **Clima do Estado de São Paulo.** *Confins*, n. 8, p. [16], 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.4000/confins.6348>.

MAPBIOMAS, Projeto MapBiomas – **Coleção 10 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil**, acessado através do link: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>. 2025

MUÑOZ, L. S.; DUARTE, D. H. S.; EMMANUEL, R.. **Heat risk in the city of São Paulo: Interactions between SUHI and social inequality.** *Urban climate*, v. 63, 2025.

MUÑOZ, L. S.; DUARTE, D. H. S. **Green infrastructure as a planning tool: A comprehensive systematization of urban redesign strategies to increase vegetation within public places.** *Cities*, v. 156, 2025.

NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; PAVÃO, M; IVANAUSKAS, N. M.; KANASHIRO, M. M.; MARCONDES, Y. C; SILVA, D. A.; OLIVEIRA, R. C. R.; SEVERO, V.. **Inventário da cobertura vegetal nativa do Estado de São Paulo.** São Paulo: Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente / Instituto de Pesquisas Ambientais (SIMA-IPA), 2022. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/ipa/2022/06/inventario-da-cobertura-vegetal-nativa-do-estado-de-sao-paulo/>.

NICODEMO, M. L. F.; PRIMAVESI, O. **Por que manter árvores na área urbana?** São Carlos: Embrapa, 2009.

NOVO, E. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações.** São Paulo: Edgard Blucher, 2008.

NUCCI, J. C. **Qualidade ambiental e adensamento urbano.** São Paulo: Humanitas, 2001.

NUNES, E. D.; ROSA, L. E. **Compactação e Impermeabilização do Solo e Implicações nos Canais Fluviais Urbanos.** *Mercator, Fortaleza*, v. 19, oct. 2020. ISSN 1984-2201.

OCHOA, F.; BRODRICK P. G.; OKIN, G. S.; BEN-DOR, E.; MEYER, T. THOMPSON, D. R.; GREEN, R. O. **Soil and vegetation cover estimation for global imaging spectroscopy using spectral mixture analysis.** *Remote sensing of environment*, v. 324, 2025.

OLIVEIRA, M. C. Q. D.; MIRANDA, R. M.; ANDRADE, M. F. A.; KUMAR, P. **Impact of urban green areas on air quality: An integrated analysis in the metropolitan area of São Paulo.** *Environmental pollution*, v. 372, 2025.

PLANET. **Planet Basemaps – Data Imagery Basemaps**. Última atualização em: 2025. Disponível em: <https://docs.planet.com/data/imagery/basemaps/>

RIDD, M. K. **Exploring a V-I-S (vegetation-impervious surface-soil) model for urban ecosystem analysis through remote sensing: comparative anatomy for cities**. *International journal of remote sensing*, v. 16, n. 12, p. 2165–2185, 1995.

ROBERTS, D.A.; GARDNER, M.; CHURCH, R.; USTIN, S.; SCHEER, G.; GREEN, R.O. **Mapping chaparral in the Santa Monica Mountains using multiple endmember spectral mixture models**. *Remote Sens. Environ.*, p. 267–279, 1998.

ROGAN, J.; FRANKLIN, J. **Mapping wildfire burn severity in southern California forests and shrublands using Enhanced Thematic Mapper imagery**. *Geocarto International*, v. 16, n. 4, p. 91–106, 2001.

ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. **MAPA GEOMORFOLÓGICO DO ESTADO DE SÃO PAULO**. *Revista do Departamento de Geografia, São Paulo, Brasil*, v. 10, p. 41–58, 2011. DOI: 10.7154/RDG.1996.0010.0004. Disponível em: <https://revistas.usp.br/rdg/article/view/53703..>

SEADE. **Seade População: estimativas e projeções populacionais do Estado de São Paulo**. São Paulo: SEADE, 2025. Disponível em: <https://populacao.seade.gov.br/>

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO; COORDENADORIA DE PLANEJAMENTO AMBIENTAL; INSTITUTO GEOLÓGICO. **Unidades Básicas de Compartimentação do Meio Físico (UBC)**. São Paulo: IG, SMA, 2014. Disponível em: https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/233/2017/02/Ficha_Tecnica_Unidades_Basicas_Compartimentacao_Meio_Fisico_UBC.pdf.

SCALENGHE, R; MARSAN, F. A. **The anthropogenic sealing of soils in urban areas**. *Landscape and urban planning*, v. 90, n. 1–2, p. 1–10, 2009.

SHIMABUKURO, Y. E.; DUTRA, A. C.; ARAI, E. **Modelo Linear de Mistura Espectral: Conceitos Teóricos, Algoritmos e Aplicações em Estudos na Amazônia Legal**. *Revista brasileira de cartografia*, v. 72, p. 1140–1169, 2020.

SHIMABUKURO, Y. E.; SMITH, J. A. **The least-squares mixing models to generate fraction images derived from remote sensing multispectral data**. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v. 29, n. 1, p. 16 – 20, 1991.

SMALL, C.; MILESI, C. **Multi-scale standardized spectral mixture models**. *Remote Sensing of Environment*, v. 136, p. 442-454, 2013

U.S. GEOLOGICAL SURVEY – USGS. **Landsat 8**. [s.d.] Disponível em: <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-8>.

WENG, Q.; LU, D. **A sub-pixel analysis of urbanization effect on land surface temperature and its interplay with impervious surface and vegetation coverage**

in Indianapolis, United States. International journal of applied earth observation and geoinformation: ITC journal, v. 10, n. 1, p. 68–83, 2008.

WENG, Q. **Remote sensing of impervious surfaces in the urban areas: Requirements, methods, and trends.** Remote sensing of environment, v. 117, p. 34–49, 2012.

WU, Changshan. **Normalized spectral mixture analysis for monitoring urban composition using ETM+ imagery.** Remote Sensing of Environment, v. 93, p. 480–492, 2004. DOI:10.1016/j.rse.2004.08.003. Disponível em: <https://api.elsevier.com/content/article/PII:S0034425704002421?httpAccept=text/plain>.

YANG, F.; MATSUSHITA, B.; FUKUSHIMA, T.. **A pre-screened and normalized multiple endmember spectral mixture analysis for mapping impervious surface area in Lake Kasumigaura Basin, Japan.** Remote Sensing of Environment, v. 65, p. 479-490, 2010.

YOUNG, A. F.; PAPINI, J. A. J. **How can scenarios on flood disaster risk support urban response? A case study in Campinas Metropolitan Area (São Paulo, Brazil).** Sustainable cities and society, v. 61, 2020.