

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

CAROLINA CORREIA VELOZA

**OS IMPACTOS DA EXPANSÃO URBANA DAS ÁREAS CONURBADAS DE  
LONDRINA E MARINGÁ NA COBERTURA E FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL**

CAMPO MOURÃO

2021

CAROLINA CORREIA VELOZA

**OS IMPACTOS DA EXPANSÃO URBANA DAS ÁREAS CONURBADAS DE  
LONDRINA E MARINGÁ NA COBERTURA E FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL**

**URBAN EXPANSION IMPACTS OF CONURBATION AREAS OF LONDRINA AND  
MARINGÁ ON FOREST COVERAGE AND FRAGMENTATION**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação,  
apresentado como requisito parcial para obtenção do  
título de Bacharel em Engenharia Ambiental do Curso  
Engenharia Ambiental, da Universidade Tecnológica  
Federal do Paraná (UTFPR), Campo Mourão.

Orientador: Dr. Edivando Vitor do Couto

Coorientador: Me. Marcelo Henrique Schmitz

CAMPO MOURÃO

2021



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es) e que licenciem as novas criações sob termos idênticos. Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.

**CAROLINA CORREIA VELOZA**

**OS IMPACTOS DA EXPANSÃO URBANA DAS ÁREAS CONURBADAS DE  
LONDRINA E MARINGÁ NA COBERTURA E FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação  
apresentado como requisito para obtenção do título  
de Bacharel em Engenharia Ambiental da  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná  
(UTFPR).

Data de aprovação: 16 de agosto de 2021

---

Paulo Agenor Alves Bueno  
Doutorado  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

---

José Hilário Delconte Ferreira  
Doutorado  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

---

Marcelo Henrique Schmitz  
Mestrado  
Universidade Estadual de Maringá

---

Edivando Vitor do Couto  
Doutorado  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

**CAMPO MOURÃO**

**2021**

Dedico este trabalho à minha família, em especial aos meus pais, que acreditaram e investiram em mim.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à Deus pelo dom da vida, por iluminar meu caminho, pela força, saúde e coragem para enfrentar os desafios. Agradeço a minha avó Walkyria, que é a minha inspiração e maior orgulho. Aos meus outros avós, Geni, Sidonio e José, saudade eterna. Aos meus pais, Carmem e Sidonio, por todo o suporte, e aos meus irmãos, Mariana e Gustavo, que são exemplos de força para mim. À minha tia Cibele e meus primos Danilo e Letícia, que não mediram esforços para me acalmar e me auxiliar da melhor forma que podiam. Aos meus amigos, que são meus companheiros de vida, que divido minhas alegrias e angústias. Ao meu orientador e coorientador, Dr. Edívando e Me. Marcelo, exemplo de profissionais, que foram generosos, pacientes e sempre estiveram dispostos a me ajudar no desenvolvimento do trabalho, a vocês toda a minha admiração. À todos os colegas e professores que conheci nessa jornada e contribuíram para meu desenvolvimento pessoal e profissional. Ao curso de Engenharia Ambiental e à Universidade Tecnológica Federal do Paraná pela oportunidade, que superou minhas expectativas.

## RESUMO

Esta pesquisa objetivou quantificar a área e intensidade de mudança do uso e cobertura da terra em uma série histórica de 34 anos para duas cidades localizadas no sul do Brasil com áreas de conurbação inclusas e determinar qual cidade conservou mais área de cobertura florestal por km<sup>2</sup>. Para isso, foi aplicado a Análise de Intensidade implementada como pacote OpenLand no *software* R em mapas de uso e cobertura da terra do Projeto MapBiomias. A análise de intensidade detalhou as mudanças em três níveis: De intervalo, de categoria e de transição. O resultado mostra que as maiores áreas durante toda a série pertencem à Agricultura, Infraestrutura Urbana e Pastagem, para ambas as cidades-alvo, onde estas foram responsáveis pelas principais mudanças, sendo apenas Infraestrutura Urbana com ganhos líquidos, destas classes citadas. A nível de intervalo, a maior intensidade de mudança ocorreu para a cidade de Londrina. A nível de categoria, as maiores intensidades de ganho e de perda foram de Outras Áreas Não Vegetadas, que foi estacionária em ambas as cidades-alvo, e Floresta Plantada. A nível de transição, para ambas as cidades-alvo, a maior perda de Formação Florestal ocorreu em 1985 a 1990 e foi para Pastagem em termos de área, todavia, a maior intensidade de perda foi Floresta Plantada, onde para Londrina a maior intensidade de perda ocorreu de 1995 a 2000 enquanto em Maringá ocorreu de 2010 a 2015. Londrina apresentou transições sistemáticas em 15 momentos de 19, enquanto Maringá apresentou em 16 momentos de 17. Por fim, concluiu-se que a cidade de Maringá é a mais sustentável em termos de conservação de cobertura florestal por km<sup>2</sup>. Recomendou-se a proteção de terras de cobertura florestal e terras agrícolas para proteção dos serviços ecossistêmicos e segurança alimentar, por meio de um plano intermunicipal para as conurbações.

**Palavras-chave:** uso e cobertura da terra; séries temporais; intensidade de mudança; áreas verdes.

## ABSTRACT

This research aimed to quantify the area and intensity of land use and land cover change in a 34-year historical series for two cities located in southern Brazil with included conurbation areas and to determine which city conserved more forest cover area per km<sup>2</sup>. For this, the Intensity Analysis implemented as an OpenLand package in the R *software* was applied to land use and land cover maps of the MapBiomias Project. The intensity analysis detailed the changes in three levels: Interval, category and transition. The result shows that the largest areas throughout the series belong to Agriculture, Urban Infrastructure and Pasture, for both target cities, where these were responsible for the main changes, being only Urban Infrastructure with net gains, of these mentioned classes. At the interval level, the biggest intensity of change occurred for the city of Londrina; At the category level, the highest gain and loss intensities were Other Non-Vegetated Areas, which was stationary in both target cities, and Planted Forest. At the transition level, for both target cities, the biggest loss of Forest Formation occurred in 1985 to 1990 and was for Pasture in terms of area, however, the biggest loss intensity was Planted Forest, where for Londrina the biggest intensity of loss occurred from 1995 to 2000 while in Maringá it occurred from 2010 to 2015. Londrina presented systematic transitions in 15 moments out of 19, while Maringá presented in 16 moments out of 17. Finally, it was concluded that the city of Maringá is the most sustainable in terms of conservation of forest cover area per km<sup>2</sup>. The protection of forest cover lands and agricultural lands was recommended for the protection of ecosystem services and food security, through an inter-municipal plan for conurbations.

**Palavras-chave:** land use land cover; time series; intensity of change; green areas.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>9</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>13</b>
<b>2.1 Objetivo Geral.....</b>	<b>13</b>
<b>2.2 Objetivos Específicos .....</b>	<b>13</b>
<b>3 JUSTIFICATIVA .....</b>	<b>14</b>
<b>4 REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>15</b>
<b>4.1 Expansão Urbana.....</b>	<b>15</b>
<b>4.2 Áreas Verdes Urbanas.....</b>	<b>21</b>
<b>5 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>22</b>
<b>5.1 Caracterização da área de estudo.....</b>	<b>22</b>
<b>5.2 Métodos.....</b>	<b>24</b>
<b>6 RESULTADOS .....</b>	<b>30</b>
<b>6.1 Perdas e ganhos líquidos das classes de uso e cobertura da terra.....</b>	<b>31</b>
<b>6.2 Análise de Intensidade de Mudança do Uso e Cobertura da Terra.....</b>	<b>36</b>
6.2.1 Nível de Intervalo .....	36
6.2.2 Nível de Categoria .....	37
6.2.3 Nível de Transição .....	45
<b>7 DISCUSSÃO .....</b>	<b>50</b>
<b>8 CONCLUSÕES.....</b>	<b>57</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>58</b>



## 1 INTRODUÇÃO

A expansão urbana é um processo espacial complexo e dinâmico, afetado por fatores como a dinâmica populacional, o uso da terra, fatores econômicos e políticas governamentais, e tem se intensificado ao longo do tempo, gerando diversos impactos ambientais como alagamentos, poluição, ilhas de calor (LI et al., 2018), fragmentação de habitat (JONGMAN, 2008), entre outros. Somada a outros estressores antrópicos, a expansão urbana é considerada uma das principais causas da crise de extinção de espécies (COLLINGE, 1996; ADRIAENSEN et al., 2003).

Impulsionada pelo crescimento populacional, a expansão urbana pode criar pressões sobre as áreas de vegetação nativa próximas às cidades, pois essas áreas naturais comumente passam por transição para outros tipos de uso, como por exemplo, são incorporadas pelo uso urbano ou serão utilizadas como áreas de agricultura, mineração, indústria e etc (BHAT et al., 2017; MILLER, 2012).

Além disso, essas áreas verdes naturais também estão sujeitas ao congestionamento, isto é, pode ocorrer uma alta demanda por parte da população em busca de conexão com a natureza concomitantemente a pouca oferta dessas áreas, já que a maioria das cidades está falhando em ofertar áreas verdes, principalmente por deficiências na liderança política e condições econômicas (BOULTON; DEDEKORKUT-HOWES; BYRNE, 2018).

Principalmente nas cidades com maiores densidades populacionais, a diminuição drástica das áreas verdes reduz a possibilidade de interação das pessoas com a natureza. Nesses casos, se faz necessário que responsáveis pelo planejamento urbano se comprometam com o desenvolvimento sustentável da paisagem, utilizando ferramentas que possam fomentar simultaneamente benefícios à biodiversidade, ao bem-estar humano e à produção econômica (FULLER; GASTON, 2009), além de contribuir na formação de uma nova geração de cidadãos sensibilizados com serviços e estilos de vida ecologicamente corretos (LI et al., 2009).

As áreas florestais “verdes” urbanas favorecem a biodiversidade através de habitats temporários ou permanentes, servindo de corredores ou degraus para facilitar a dispersão das espécies (BAUM et al., 2004, SAURA et al., 2014, ALHARBI; PETROVSKII, 2019), e ainda, pelo seus serviços ecossistêmicos, trazem benefícios para o meio ambiente, para a saúde física e psicológica da população, além de benefícios socioeconômicos (TZOULAS et al., 2007), como a purificação do ar, redução de ruído, resfriamento urbano, redução de escoamento

superficial, redução da vulnerabilidade das cidades a choques como ondas de calor, inundações, tempestades, deslizamentos de terra, entre outros diversos benefícios, influenciando positivamente na qualidade de vida da população (GÓMES-BAGGETHUN; BARTON, 2013).

Em 2013, as cidades eram responsáveis por 70% das emissões globais de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e é estimado um aumento dessas emissões em 50% para 2050, onde espera-se que dois terços da população global viverá em cidades. Nessa perspectiva, se fazem necessárias medidas que visem o desenvolvimento urbano sustentável no âmbito de atender os objetivos nacionais e também globais de baixa emissão de CO<sub>2</sub> (IEA, 2016). O Sistema de Estimativas de Emissão e Remoção de Gases de Efeito Estufa (SEEG), estima que o Brasil lançou na atmosfera, em 2018, 1939 bilhões de toneladas brutas de Gases de Efeito Estufa (GEE) medidas em gás carbônico equivalente, onde as mudanças no uso da terra são responsáveis por 44% das emissões de GEE e a agropecuária 25% das emissões (ANGELO; RITTL, 2019).

Os poluentes lançados na atmosfera por atividades antrópicas causam uma grande redução na qualidade do ar, impactando a saúde e causando mortalidade e morbidade prematura por causas cardiovasculares e respiratórias (SELMÍ et al., 2016). Para garantir um ambiente saudável e sustentável, é necessário controlar as emissões de GEE, especialmente o dióxido de carbono (YU et al., 2021). Nesse sentido, as áreas verdes urbanas, dentre seus diversos benefícios, atuam também na atenuação da elevação das temperaturas e ondas de calor, e no sequestro de carbono (DEPIETRI et al., 2013, SELMI et al., 2016, KANNIAH, 2017).

O Brasil é o quinto país mais populoso do mundo, ficando atrás somente da China, Índia, Estados Unidos e Indonésia, respectivamente (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2017), e é detentor de seis biomas: Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga, Cerrado, Pampa e Pantanal, e dentre esses biomas, Cerrado e Mata Atlântica são considerados *hotspots* de biodiversidade (MITTERMEIER et al., 2011). Entre 1985 e 2017, em todos os seis biomas, 38% da paisagem brasileira foi modificada, ocasionada tanto pelo desenvolvimento de infraestrutura urbana, alterando formações florestais nativas e não florestais, quanto pela pecuária e atividades agrícolas, com destaque para o crescimento de 46% da área de pastagem, principalmente na Amazônia e Pantanal, e de 172% da agricultura, principalmente na Mata Atlântica e no Cerrado (SOUZA et al., 2020). Muitas cidades em rápido crescimento estão localizadas em *hotspots* de biodiversidade, esses, por sua vez, abrigam 44% das espécies de plantas do mundo e 35% das espécies de vertebrados em apenas 1,4% da área terrestre do planeta, e estão sob ameaça de ações antrópicas (MYERS et al., 2000).

As mudanças climáticas promoverão intensos impactos negativos para a população e ecossistemas globais, mas além disso, os ecossistemas da Terra também estão sendo drasticamente alterados por fatores como perda da biodiversidade, poluição por nutrientes, superexploração de espécies, retirada insustentável de água de rios e aquíferos, erosão do solo e poluição química, e essas mudanças irão afetar o bem-estar humano, sendo que muitos desses impactos já estão sendo sentidos atualmente (REID; MOONEY, 2016). Em áreas urbanas, os recursos naturais, funções e serviços ecossistêmicos estão sob constante ameaça, onde os recursos naturais se referem ao ar, água, solo e biodiversidade. As funções ecossistêmicas se referem a circulação do ar, (in)filtração, evapotranspiração, provisão de habitat, entre outros. Já os serviços ecossistêmicos se referem a purificação do ar, purificação do lençol freático, regulação de temperatura, recarga do lençol freático, controle de enchentes, disponibilidade de comida, madeira, áreas de recreação, entre outros (TOBIAS, 2013).

Nas cidades, as decisões de uso da terra no processo de planejamento determinam a disponibilidade de serviços ecossistêmicos, essenciais para o bem-estar da população e para o desenvolvimento urbano sustentável, e a provisão desses serviços ecossistêmicos dependem da disponibilidade e distribuição espacial de áreas verdes e, portanto, das decisões estratégicas sobre alocações de uso da terra no processo de planejamento (CORTINOVIS; GENELETTI, 2018). Nesse sentido, as áreas verdes urbanas são um componente chave para o planejamento urbano ecológico (GAO et al., 2021), tendo em vista que mais de metade da população viverá em áreas urbanas (GÓMES-BAGGETHUN; BARTON, 2013), a maior parte das pessoas que poderão receber os benefícios dos serviços ecossistêmicos estarão localizadas nas cidades (LONSDORF et al., 2021).

Através de séries temporais de imagens da Terra obtidas por sensoriamento remoto é possível avaliar se as áreas verdes estão em ascensão ou em declínio (WELLMANN et al., 2020). Nesse sentido, uma análise espaço-temporal continuamente atualizada das áreas verdes pode ser útil para avaliações ambientais por parte dos responsáveis pelo planejamento urbano, a fim de melhorar as medidas de reabilitação e conservação da biodiversidade nas cidades, facilitando as tomadas de decisão visando o desenvolvimento urbano sustentável (FURBERG; BAN; MÖRTBERG, 2020).

Dado o contexto supracitado, esse trabalho busca verificar a dinâmica e a intensidade das mudanças na paisagem de duas cidades de recente colonização através de técnicas de geoprocessamento. É esperado que os resultados deste trabalho auxiliem os órgãos governamentais no processo de tomada de decisão no âmbito de promover políticas públicas

adequadas e eficientes de desenvolvimento urbano sustentável, beneficiando a sociedade com a qualidade ambiental e conseqüentemente, a qualidade de vida.

As cidades alvo desta pesquisa, Maringá e Londrina, com uma diferença populacional de aproximadamente 150 mil habitantes no último censo realizado pelo IBGE (2010), com 18 anos de diferença entre si desde o processo de instalação do município (IPARDES, 2021), respectivamente, foram escolhidas por apresentarem idades e população similares, rápido crescimento tanto em área quanto populacional, e por terem sido planejadas para ser um diferencial, propagando a imagem de Cidades Planejadas e Verdes. Portanto, foram elaboradas as seguintes questões:

1. Entre Maringá e Londrina qual cidade teve a intensidade de mudança geral da paisagem mais rápida?
2. Em que intervalo de tempo a intensidade de mudança geral da paisagem foi a mais lenta e a mais rápida nas cidades alvo desta pesquisa?
3. Qual cidade teve maior intensidade de perda de área verde?
4. Qual cidade teve maior intensidade de transição de área verde para infraestrutura urbana?
5. Qual cidade, historicamente, conservou mais área de cobertura por km<sup>2</sup>?

Para responder a essas questões, uma análise completa de intensidade de uso da terra foi realizada, como descrita por Aldwaik & Pontius (2012), utilizando o pacote OpenLand desenvolvido por Exavier e Zeilhofer (2020) no *software* R, que permite a realização de análises temporais. Para isso, foi necessário a elaboração de um banco de dados geográficos, onde foi utilizada a coleção 5 de mapas de uso e cobertura do solo da Mata Atlântica do Projeto MapBiomias (2020), abrangendo uma série histórica de 34 anos.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Esse trabalho objetivou verificar as mudanças espaço-temporais das áreas verdes urbanas de Maringá e Londrina, em resposta ao rápido crescimento populacional e expansão destas duas cidades, ambas localizadas no Estado do Paraná.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- i) Elaborar um banco de dados geográfico com dados espaciais e temporais de uso da terra;
- ii) Realizar uma análise espaço-temporal de 34 anos de intensidade do uso e cobertura da terra;
- iii) Avaliar e discutir a dinâmica e a intensidade das mudanças de uso da terra para as cidades de Maringá e Londrina no período avaliado;
- iv) Determinar, através de análise temporal histórica da relação cobertura florestal por km<sup>2</sup>, qual cidade conservou mais, ocupando menos áreas de floresta para a expansão urbana.

### 3 JUSTIFICATIVA

A rápida urbanização é uma das principais causas das mudanças ambientais ecológicas globais (QU; LU, 2015) e a necessidade de expansão contínua da terra urbana, devido ao aumento da densidade populacional nas áreas urbanas, afeta os diferentes tipos de uso da terra (DAS; DAS, 2019). Essas alterações contribuem para a alteração da paisagem, degradação do local e perdas nos serviços ecossistêmicos, além disso, a expansão urbana desordenada e não planejada, principalmente em países em desenvolvimento, tende a ocorrer sobre áreas de cobertura florestal adjacente e terras agrícolas (DAS; DAS, 2019).

O bioma Mata Atlântica passou por uma grande fragmentação de habitat devido ao processo de urbanização, industrialização e expansão agrícola (FONSECA, 1985). Conseqüentemente, o bioma se tornou um dos mais críticos dos 36 *hotspots* de biodiversidade global, abrigando o equivalente a 60% da flora e fauna brasileira ameaçada de extinção e tendo a sua maior parte da cobertura vegetal nativa localizada fora de unidades de conservação (REZENDE et al., 2018).

As áreas verdes urbanas, geralmente, são de responsabilidade do governo municipal, e o monitoramento dessas áreas é um fator crucial para o gerenciamento de recursos para compreender a dinâmica temporal e determinar se os planos e políticas estão atendendo aos objetivos definidos (STEENBER; DUINKER; NITOSLAWSKI, 2019).

Tendo em vista os efeitos adversos provenientes da expansão urbana, é importante que esta não ocorra sobre as áreas naturais, especialmente em regiões consideradas importantes para a conservação da biodiversidade, como a Mata Atlântica, bioma presente nas cidades-alvo dessa pesquisa.

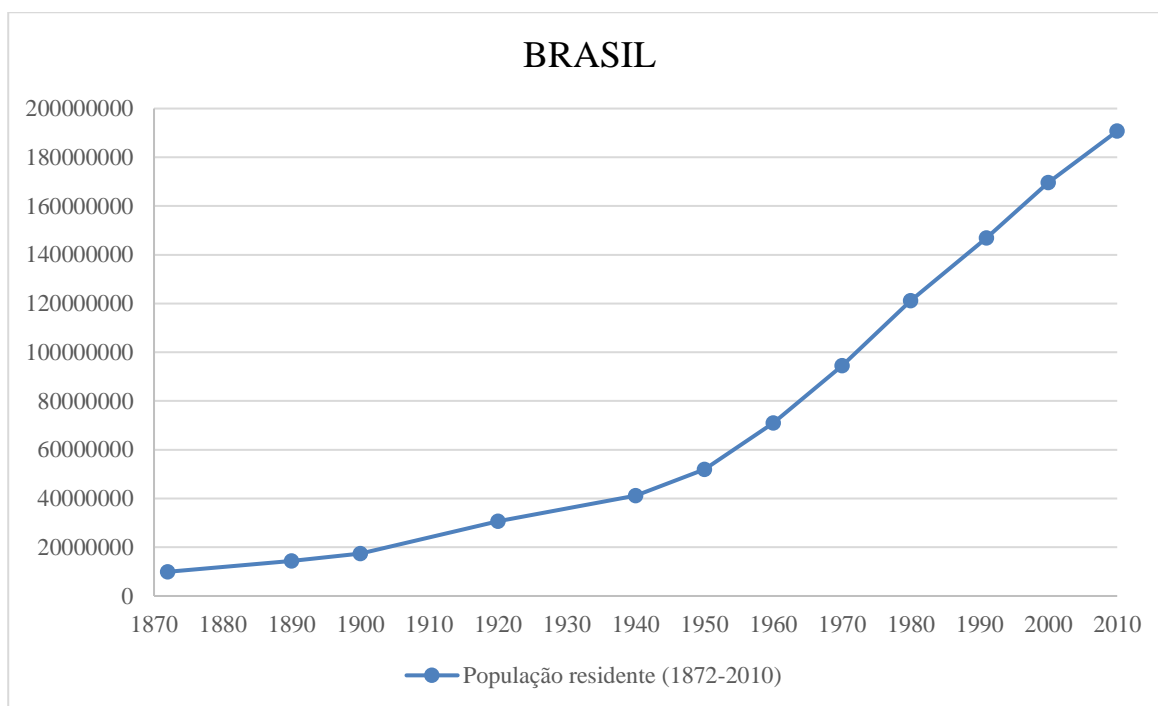
Dessa forma, os responsáveis pela administração das cidades devem fazer o planejamento contínuo da expansão urbana, de modo a mitigar os impactos negativos causados ao meio ambiente e, para isso, é imprescindível possuir informações atualizadas acerca das áreas verdes existentes, do histórico de expansão e da vulnerabilidade dos ecossistemas, de modo que estes dados os auxiliem na tomada de decisões acertadas visando o desenvolvimento sustentável.

## 4 REFERENCIAL TEÓRICO

### 4.1 Expansão Urbana

No primeiro censo realizado no Brasil pelo IBGE, em 1872, a população era de aproximadamente dez milhões de habitantes, crescendo para 190 milhões em 2010 (IBGE, 2007a). A estimativa para 2020 é superior a 211 milhões de habitantes (IBGE, 2010). A série histórica da população residente no Brasil pode ser visualizada na Figura 1:

**Figura 1 - Série histórica da população residente no Brasil entre 1872 e 2010.**



**Fonte: IBGE (2007a)**

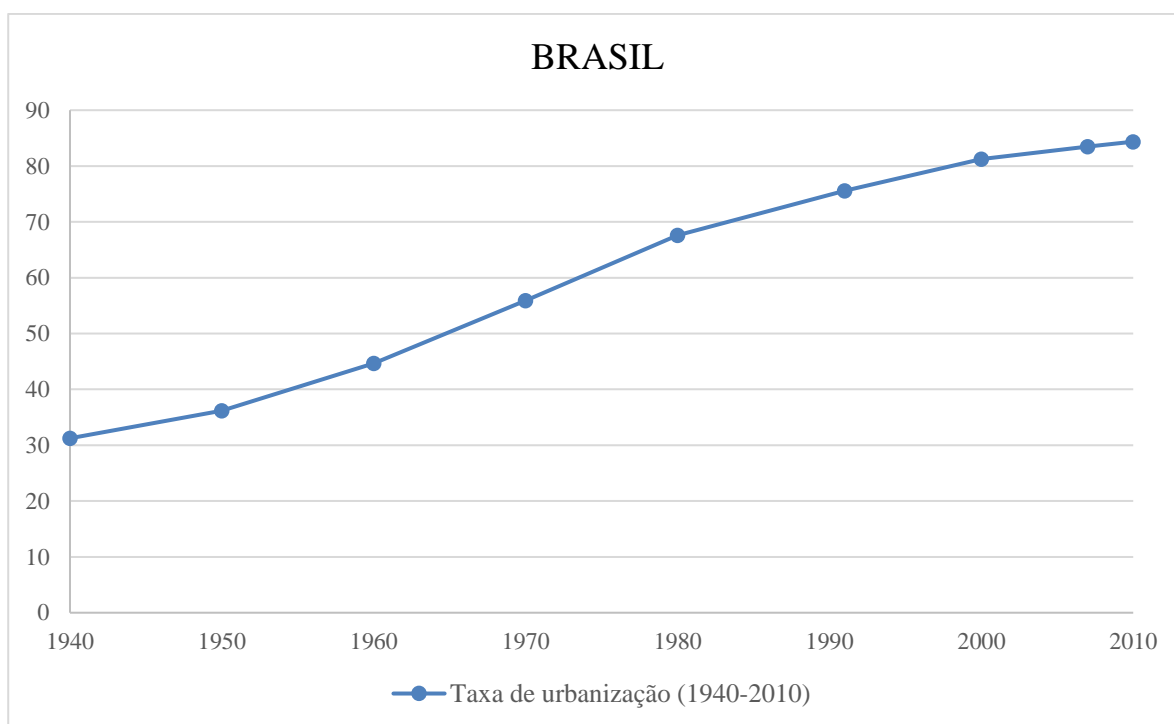
Em 1884, o governo incentivou a vinda de europeus através do pagamento de passagens, onde os imigrantes que em maior parte eram italianos, portugueses e espanhóis, buscavam fugir da pobreza de uma Europa em fase de intenso crescimento populacional (DEL PRIORE, 2010). Com a abolição da escravidão no Brasil, em 1888, houve necessidade de mão-de-obra,

incentivando ainda mais a chegada de imigrantes para trabalhar, principalmente no cultivo de café, contribuindo, dessa forma, para o crescimento populacional do país (IGNAZZI, 2015).

A crise econômica mundial de 1929, e consequente crise do café, deu início ao processo de industrialização do país, ocorrendo a mudança da população para as áreas urbanas, diminuindo a entrada de imigrantes, e contribuindo para o deslocamento da população da cafeicultura para áreas urbanas, principalmente entre 1930 a 1950 (IGNAZZI, 2015). Em 1950 a população na área urbana representava 45,08% da população e, na próxima década, esta superou a população rural com 56%. Assim, o Brasil se tornou um país urbanizado, com concentração cada vez maior da população em áreas urbanas (IGNAZZI, 2015).

A taxa de urbanização no Brasil tem se intensificado com o passar dos anos (Figura 2). Segundo o censo demográfico, no ano de 1940, a taxa de urbanização era de 31,24%, em 1970 já era de 55,92%, chegando a 84,36% em 2010 (IBGE, 2007b).

**Figura 2 - Taxa de urbanização do Brasil entre 1940 e 2010.**



**Fonte: IBGE (2007b).**

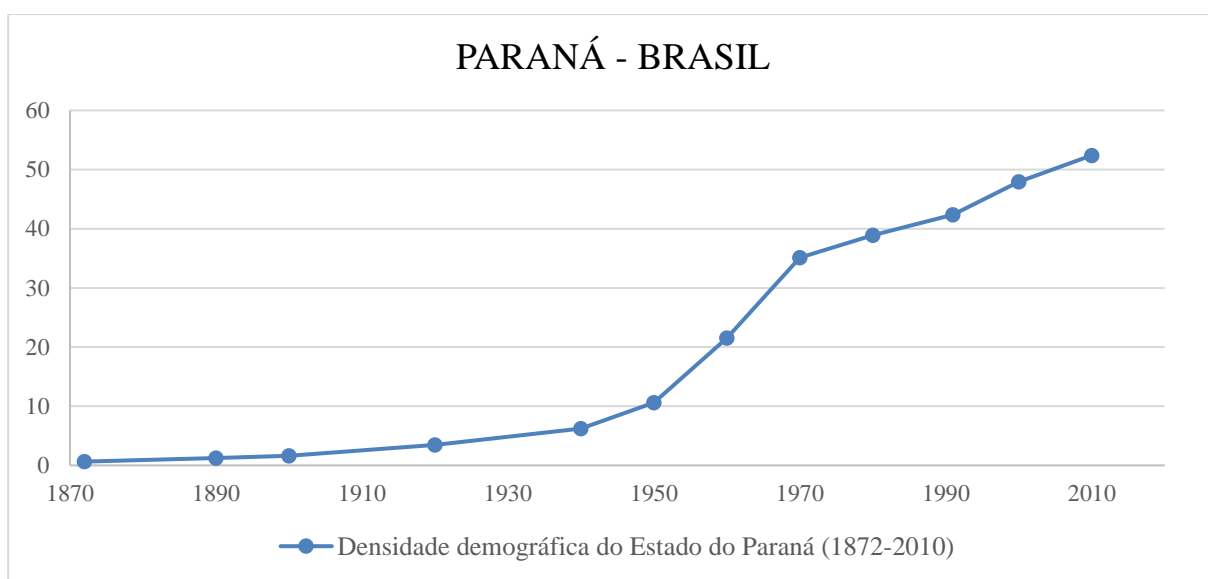
O processo de colonização da região norte do Paraná foi comandado pela Companhia de Terras Norte do Paraná, rebatizada de Companhia de Melhoramentos Norte do Paraná,



responsável pela fundação de 63 cidades, como Londrina e Maringá (CMNP, 2015). A colonização ocorreu através da derrubada de matas nativas, atraindo interessados pela terra roxa, fértil e sem saúvas (SUZUKI, 2002). Pequenos lotes foram oferecidos aos trabalhadores, estimulando a concentração da produção cafeeira, a explosão demográfica, a expansão de núcleos urbanos e aparecimento de classes médias rurais (PREFEITURA DE LONDRINA, 2019).

O Paraná sofreu um processo rápido e intenso de urbanização (MOURA, 2004), com uma configuração ascendente em sua série histórica da densidade demográfica (Figura 3). A densidade demográfica para o período de 1872 era de 0,64 habitantes por km<sup>2</sup> (hab/km<sup>2</sup>) e o maior crescimento ocorreu entre 1950 e 1970, com valores de 10,62 hab/km<sup>2</sup> e 35,11 hab/km<sup>2</sup>, respectivamente. Em 2010, a densidade demográfica avançou para 52,4 hab/km<sup>2</sup> (IBGE, 2007c).

**Figura 3 - Densidade demográfica do Estado do Paraná entre 1872 e 2010.**



**Fonte: IBGE (2007c).**

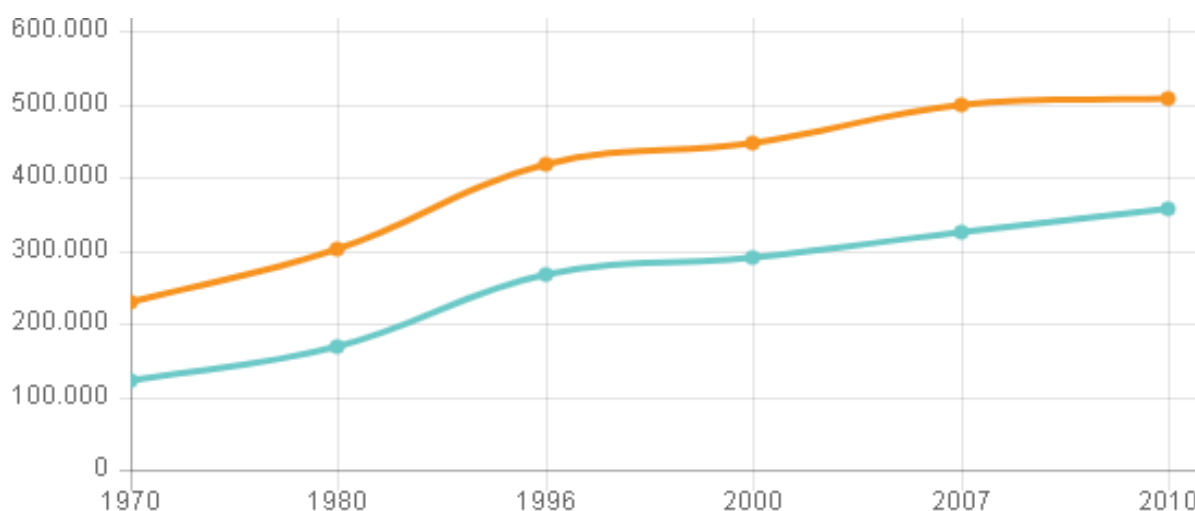
Londrina foi a primeira e maior cidade fundada pela Companhia de Terras Norte do Paraná, criada em 1929 como distrito, sendo elevada à categoria de município em 1934 (PREFEITURA DE LONDRINA, 2019). Maringá foi fundada em 1947 como distrito e elevou-se a categoria de município em 1951 (PREFEITURA DE MARINGÁ, 2020), sendo planejada para ser diferenciada de outras cidades, com objetivo de atrair a preferência no comércio de

terras, se propagava a imagem de uma cidade verde, eficiente e com serviços disponíveis (DE ANDRADE; CORDOVIL, 2008).

Na década de 50, Londrina possuía 75 mil habitantes, sendo que aproximadamente metade se encontrava na área rural. Londrina apresentou elevada expansão urbana devido a produção de café no norte do Paraná na década de 70, onde a produção agrícola era voltada para o mercado externo. Na década de 80, o poder público desenvolveu ações que incentivaram o planejamento urbano, e nos anos 90, foi desenvolvido o seu primeiro plano diretor (PREFEITURA DE LONDRINA, 2019). Já Maringá, na década de 50, avançou de 40.000 para 100.000 habitantes, e desde então se expandiu tanto verticalmente (incremento de estruturas urbanas como prédios e arranha-céus) como horizontalmente (crescimento da cidade através da urbanização de áreas adjacentes) (PREFEITURA DE MARINGÁ, 2020).

Segundo o Censo de População Residente do IBGE (2010), Curitiba está em primeiro lugar no ranking do Estado do Paraná, com 1.751.907 habitantes, seguido por Londrina com 506.701 habitantes e Maringá com 357.077 habitantes. É possível comparar a série histórica entre Londrina e Maringá na Figura 4, onde Maringá em 1970 possuía aproximadamente 121 mil habitantes, crescendo para 288 mil em 2000 e 357 mil em 2010. Já Londrina em 1970 possuía 228 mil habitantes, avançando para 447 mil em 2000 e 506 mil em 2010.

**Figura 4 - Censo Demográfico: População dos municípios de Londrina (laranja) e Maringá (azul). Série histórica entre 1970 e 2010.**



**Fonte: IBGE (2010).**

Apesar da maior parte das cidades serem rigorosamente planejadas em sua fundação, muitas dessas não elaboram programas para dar continuidade ao processo de planejamento urbano, crescendo sem preocupação com o controle de seu espaço (SUZUKI, 2002). Decorrente do crescimento populacional, aumenta-se a necessidade de infraestrutura e equipamentos, contribuindo para ocupações irregulares em áreas ambientalmente vulneráveis e impactando nos serviços de saneamento básico, saúde, educação e transporte público (MOURA, 2004). Além disso, a expansão urbana aliada ao declínio de ecossistemas naturais pode alterar a permeabilidade da paisagem, o microclima, a quantidade e a qualidade dos ecossistemas naturais restantes (LEMBI et al., 2020).

As alterações na permeabilidade da paisagem podem afetar a recarregabilidade do lençol freático, incrementar a ocorrência de inundações nas cidades, diminuir a quantidade e qualidade da água pela remoção da vegetação ripária, favorecer a erosão do solo, causar alterações microclimáticas como o aumento de temperatura e formação de ilhas de calor na parte mais urbanizada das cidades e aumentar a perda de áreas verdes e a emissão de gases de efeito estufa (CORTINOVIS; GENELETTI, 2018, GÓMEZ-BAGGETHUN; BARTON, 2013; SETO ET AL., 2012, PIRES ET AL., 2019, LEMBI, 2020). Ainda, todos esses fatores têm impacto negativo, de maneira direta ou indireta, na saúde e bem-estar da população.

A maior parte do estado do Paraná está inserida no bioma Mata Atlântica e suas fitofisionomias são distribuídas principalmente em Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2004). A Mata Atlântica foi uma das maiores florestas tropicais das Américas, localizada em condições ambientais altamente heterogêneas, apresenta altas taxas de diversidade e endemismo, além de abrigar diversas espécies ameaçadas da fauna e da flora (RIBEIRO et al., 2009). Atualmente, a Mata Atlântica é considerada um *hotspot* de biodiversidade, e apesar de protegida por lei e em processo de recuperação, ainda é um bioma ameaçado pela antropização.

Em 2013 as áreas antrópicas representavam 65% da Mata Atlântica, enquanto a cobertura vegetal era de 28%, sendo 26% florestal e 2% não florestal. A conservação desse importante bioma é fundamental para preservar a biodiversidade, reduzir o desmatamento, mitigar a insegurança de água e alimentos, melhorar os meios de subsistência e promover a adaptação à mudança climática baseada no ecossistema (REZENDE et al., 2018).

Considerando o cenário crítico de conservação da Mata Atlântica, todo remanescente florestal é importante para a conservação da natureza, onde grandes fragmentos devem ser

priorizados na conservação e fragmentos menores (Inferiores a 200 hectares) podem ser usados como degraus para incrementar a conectividade e diminuir o isolamento (RIBEIRO et al., 2009). Porém, há de se considerar também as espécies existentes no fragmento florestal, onde fragmentos com espécies ameaçadas de extinção devem ser indicados como prioritários em ações de conservação (TOMADON et al., 2019).

Existe um instrumento previsto em lei denominado Plano Municipal de Conservação da Mata Atlântica (PMMA) para que os municípios que estejam inseridos no bioma Mata Atlântica se comprometam com a conservação deste bioma. Esse mecanismo propõe a identificação de causas de desmatamento, ações preventivas, utilização sustentável da vegetação, indicação de áreas prioritárias para recuperação e conservação, entre outros (SOSMA, 2019). Segundo o Observatório dos Municípios (Ambiental Consulting, 2019), Maringá está entre os municípios que estão em processo de implantação do PMMA, enquanto em Londrina ainda não há registros dessa iniciativa.

É válido salientar que segundo o artigo 38 da Lei nº 11.428/2006 (BRASIL, 2006), que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa do bioma Mata Atlântica, serão beneficiados com recursos do Fundo de Restauração do Bioma Mata Atlântica os projetos que envolvam conservação de remanescentes de vegetação nativa, pesquisa científica ou áreas a serem restauradas, implementados em municípios que possuam o plano municipal de conservação e recuperação da Mata Atlântica, devidamente aprovado pelo Conselho Municipal do Meio Ambiente.

Adicionalmente, existe um incentivo chamado ICMS ecológico para os municípios que protegem os bens ambientais. Diversos estados do Brasil vêm aderindo de forma crescente a esta iniciativa (TUPIASSU; FADEL; GROS-DÉSORMEAUX, 2019). O ICMS ecológico consiste no repasse de 25% da arrecadação de ICMS (Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Prestação de Serviços) para os municípios, sendo o Paraná o primeiro Estado Brasileiro a adotar o ICMS ecológico, em 1991. Dos 25% repassados, 8% são para produção agropecuária, 6% para habitantes na zona rural, 2% de acordo com o número de propriedades rurais, 2% de acordo com a superfície territorial do município, 2% para o índice igualitário ou fixo e 5% para fins ambientais (CHARÃO et al., 2018).

## 4.2 Áreas Verdes Urbanas

As áreas verdes abrangem as redes naturais, semi naturais e artificiais de sistemas ecológicos artificiais, como parques urbanos, terras abandonadas, áreas de sucessão secundária, ambientes pioneiros, áreas abertas e matas remanescentes, e podem ser classificadas em três categorias: i) Vegetação cultivada, que é introduzida intencionalmente pelo homem; ii) vegetação natural remanescente; e iii) vegetação espontânea, que se refere a espécies introduzidas involuntariamente pelo homem e não pertencem ao habitat natural, componente típico em ambientes urbanos (CERVELLI et al., 2013).

São diversos os benefícios das áreas verdes urbanas, onde pode-se citar o aumento do valor dos imóveis, redução do estresse, melhora da saúde física, qualidade cênica, armazenamento e sequestro de carbono, melhoria da qualidade do ar, atenuação da água de tempestades, redução do escoamento superficial, preservação de habitat, minimização de danos causados por inundações, melhoria da qualidade da água, recarga de águas subterrâneas, redução de ruído, amenização de microclimas, fornecimento de sombra, redução da velocidade do vento e radiação solar, redução dos efeitos das ilhas de calor, produção de oxigênio, remoção de poeira e poluição, entre outros diversos benefícios (ROY; BYRNE; PICKERING, 2012).

Apfelbeck et al. (2020) abordam a ideia de que a biodiversidade reduzida em áreas urbanas pode afetar a maneira de como as gerações futuras se sensibilizam com a biodiversidade, e portanto, a conservação da vida selvagem precisa ser integrada ao processo de planejamento urbano, potencializando espaços verdes através da criação de novas oportunidades de habitat para evitar mais perdas de biodiversidade, focando não somente nas espécies raras, mas na diversidade de espécies que podem lidar com o ambiente urbano.

Entretanto, para Wolch, Byrne e Newell (2014), é necessário tornar as áreas verdes “apenas verdes o suficiente”. Os autores consideram que os espaços verdes não são distribuídos de maneira uniforme, se relacionando com a desigualdade social. Assim, a criação de áreas verdes pode tornar o ambiente mais saudável e esteticamente atraente, mas acaba aumentando os custos de moradia e valores da propriedade, forçando moradores que não tem condições de pagar aluguéis mais caros a se deslocarem para ambientes menos desejáveis.

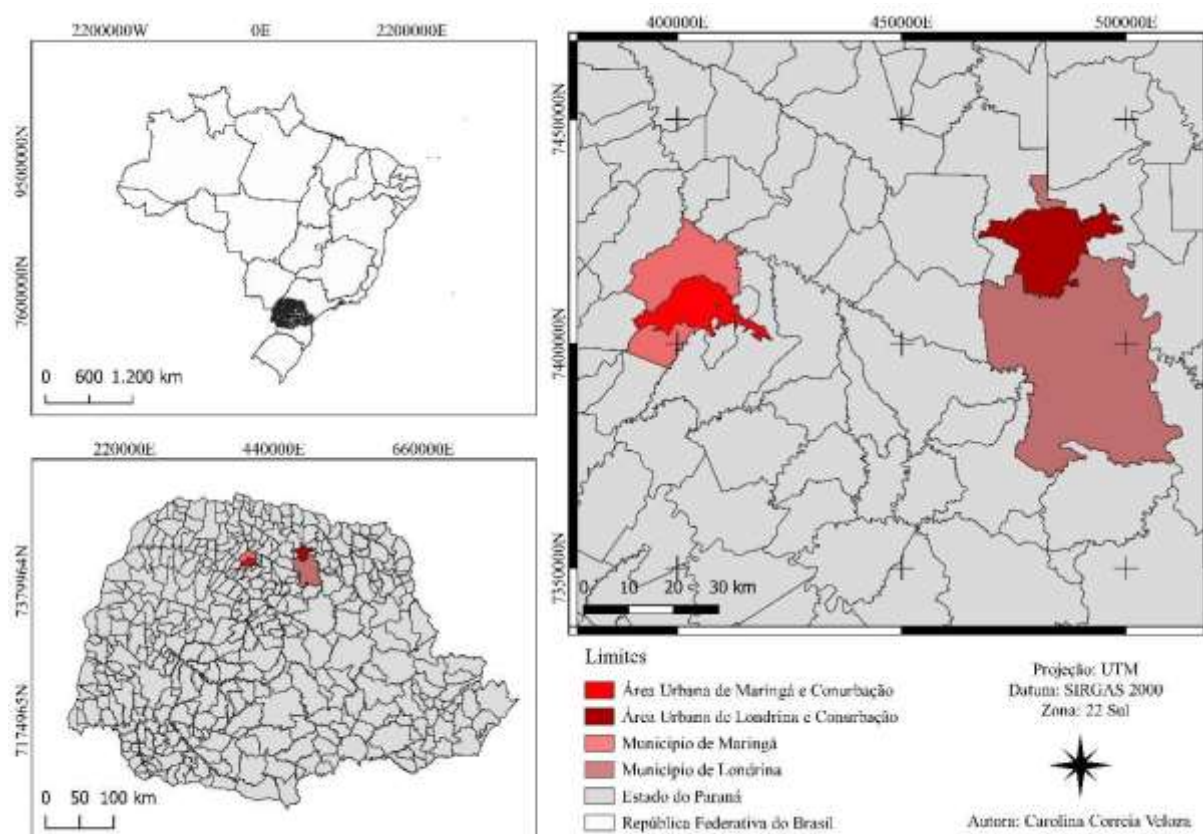
Nesse contexto, é essencial que os gestores busquem soluções sustentáveis, promovendo intervenções em espaços verdes de pequena escala e em locais dispersos, ao invés de grandes projetos de áreas verdes e rodadas de gentrificação (WOLCH; BYRNE; NEWELL, 2014).

## 5 MATERIAL E MÉTODOS

### 5.1 Caracterização da área de estudo

Maringá e Londrina são duas cidades com menos de 80 anos, com população estimada acima de 575.000 e 430.000 habitantes, respectivamente (IBGE, 2020). Estão localizadas no Sul do Brasil ao norte do Estado do Paraná (Figura 5), e distanciam-se em 487 km e 399 km de Curitiba e 671 km e 536 km de São Paulo, respectivamente. As cidades de Cambé e Ibiporã estão conurbadas com a cidade de Londrina, e a cidade de Maringá está conurbada com Marialva, Paiçandu e Sarandi.

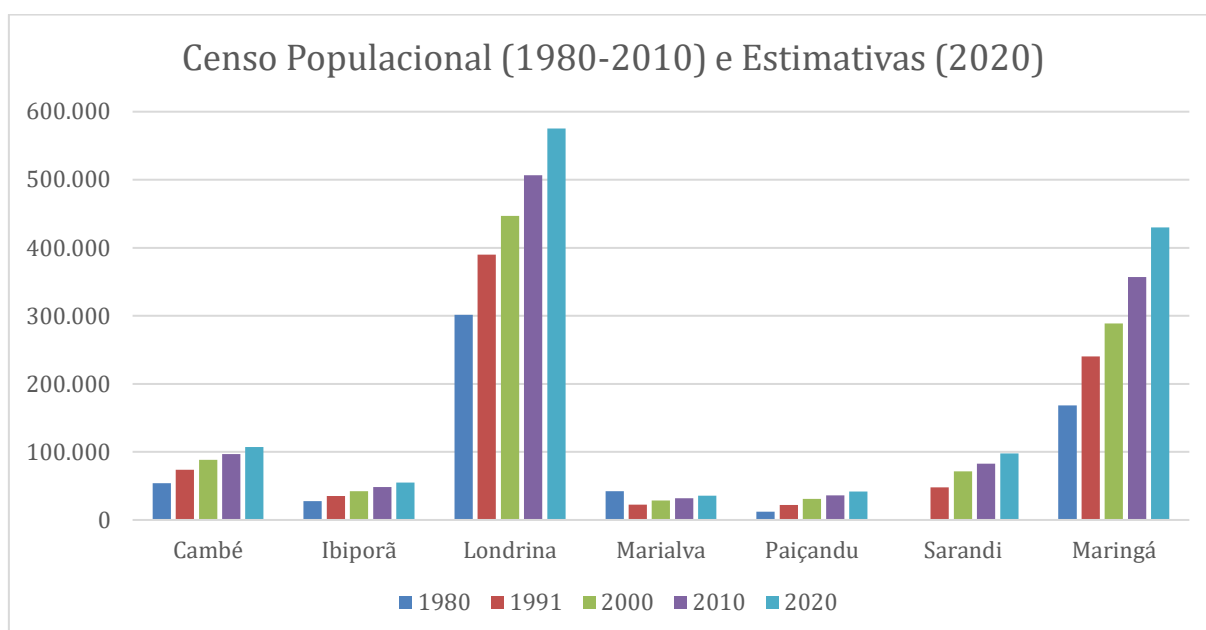
Figura 5 - Mapa de localização dos municípios de Maringá e Londrina - Paraná.



Fonte: Malha territorial do Brasil por IBGE (2015). Elaboração: *software* QGIS versão 3.18.

Os municípios de Maringá e Londrina, assim como suas áreas de conurbação, pertencem ao bioma Mata Atlântica. Cambé, Ibiporã e Londrina, bem como Marialva e Sarandi, estão localizadas em uma formação fitogeográfica de Floresta Estacional Semidecidual Montana e Submontana, enquanto Maringá e Paiçandu estão localizadas em uma formação fitogeográfica de Floresta Estacional Semidecidual Submontana (ITCG, 2009).

**Figura 6 - Censo populacional e estimativas das cidades de Londrina e Maringá e suas conurbações.**



**Fonte: IBGE (2010).**

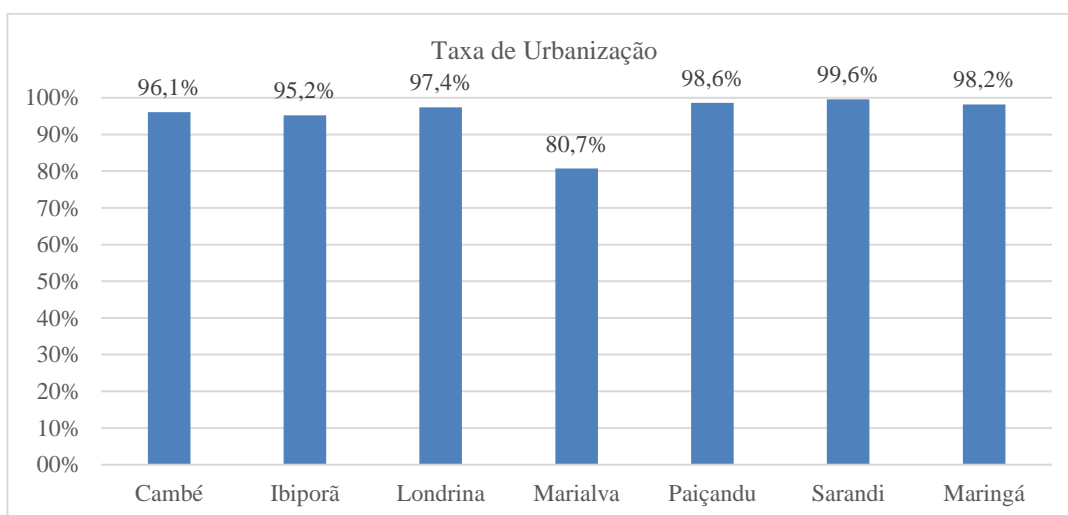
A densidade demográfica das cidades de Cambé e Ibiporã, conurbações de Londrina, no último censo do IBGE (2010), era de 195,47 hab/km<sup>2</sup> e 161,88 hab/km<sup>2</sup>, respectivamente, enquanto Marialva, Paiçandu e Sarandi, conurbações de Maringá, possuíam densidades de 67,20 hab/km<sup>2</sup>, 209,69 hab/km<sup>2</sup> e 800,74 hab/km<sup>2</sup>, respectivamente.

Entre 2000 e 2010, a população de Maringá cresceu a uma taxa média anual de 2,15%, enquanto a taxa do Brasil foi de 1,17%. Já entre 1991 e 2000, cresceu a uma taxa média de 2,06%, enquanto no Brasil, a taxa média foi de 1,63%. Já Londrina apresentou uma taxa média de crescimento populacional de 1,26% entre 2000 e 2010, enquanto entre 1991 e 2000 a taxa média de crescimento anual foi de 1,86%. O crescimento populacional de Cambé e Ibiporã, de 2013 a 2017, possuía uma taxa de 3,06% e 4,10%, respectivamente, enquanto Marialva,

Paiçandu e Sarandi, apresentaram taxa média de crescimento populacional de 3,44%, 4,61% e 6,58%, respectivamente (ATLASBRASIL, 2020).

Segundo o último censo do IBGE (2010), a taxa de urbanização das cidades-alvo, isto é, a porcentagem de moradores residentes em áreas urbanas em relação a população total, é acima de 95% (Figura 7) com exceção de Marialva que possui uma taxa de 80,7%. Portanto, com os dados de população do último censo e a taxa de urbanização, chega-se à conclusão de que, para a área de Londrina e suas conurbações, a população residente em área urbana equivale a 97,04% (n = 632.371 habitantes) enquanto para a área de Maringá e suas conurbações equivale a 97,36% (n = 494.390 habitantes).

**Figura 7 - Taxa de urbanização de Londrina e Maringá e suas conurbações.**



**Fonte: IBGE (2010)**

## 5.2 Métodos

Foi utilizado a malha territorial do setor censitário do Paraná, disponibilizado pelo IBGE (2015) para delimitação das áreas urbanas das cidades de Londrina e Maringá, e suas respectivas áreas de conurbação (Cambé e Ibiporã para Londrina e Marialva, Sarandi e Paiçandu para Maringá) foram utilizados a definição do IBGE como setor censitário urbano a definição de área urbana para este trabalho. Os arquivos finais das cidades-alvo foram salvos

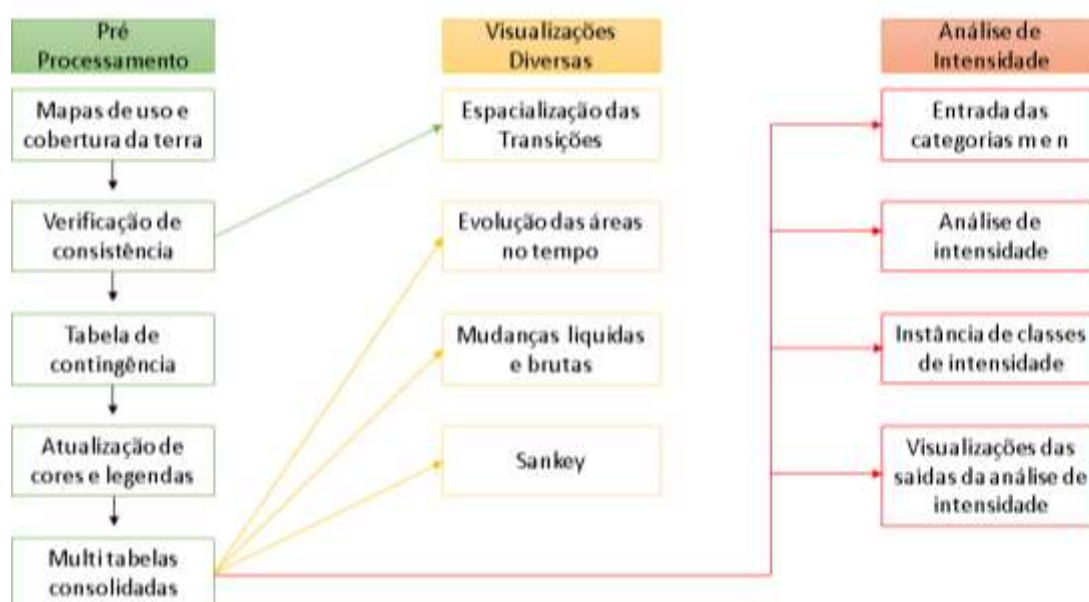


no formato shapefile com sistema de projeção UTM zona 22 Sul e o trabalho foi desenvolvido no software QGIS 3.18.

Foi utilizado como base de dados de uso e ocupação da terra, a série temporal composta de 34 mapas de uso e cobertura da terra da Mata Atlântica disponibilizado pelo Projeto MapBiomias - Coleção 5 (2020), abrangendo os anos de 1985 até 2019. Todos os 34 anos da série foram utilizados para análise a nível de intervalo e de mudanças líquidas e brutas. Para nível de categoria, nível de transição, evolução das mudanças das áreas por classes de uso e mudanças acumuladas, foram utilizados mapas dos anos de 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 e 2019, totalizando sete intervalos de tempo.

Para verificar as mudanças espaço-temporais das cidades-alvo, foi utilizado o pacote OpenLand desenvolvido por Exavier e Zeilhofer (2020) no *software* R versão 4.0.2. Esse pacote utiliza a metodologia descrita por Aldwaik e Pontius (2012), denominada Análise de Intensidade. O processamento de dados no R foi dividido em três etapas: pré-processamento, ferramentas de visualizações diversas e análise de intensidade (Figura 8).

**Figura 8 - Fluxograma representando as etapas de processamento de dados no *software* R.**



**Fonte: Autoria Própria.**

No *software R*, para o pré-processamento, foi necessária a leitura dos arquivos que delimitavam as áreas urbanas, foi utilizado os limites da malha dos setores censitários urbanos dos municípios supracitados, e dos arquivos raster que são os mapas de uso e cobertura da terra. Para a leitura dos raster, foi necessário que todos mantivessem o nome padronizado, diferenciando-os apenas pelo seu respectivo ano. Esses raster foram transformados em um arquivo único e organizados por ano. Em seguida, os arquivos shapefile foram reprojatados para o mesmo sistema de projeção do raster. O raster foi recortado utilizando os shapefiles das cidades-alvo como máscara e esse arquivo final foi reprojatado para o sistema métrico.

Posteriormente, foram criadas as tabelas de contingência, responsáveis pelo armazenamento das informações contidas nos mapas de uso e cobertura da terra das cidades-alvo, retornando cinco objetos (Tabela 1), onde essas informações servirão de entrada para a análise de intensidade.

**Tabela 1 – Objetos retornados pela tabela de contingência no *software R* pelo pacote OpenLand.**

<b>Objeto</b>	<b>Descrição</b>
<i>lulc_Multistep:</i>	Abrange toda a série temporal
<i>lulc_Onestep</i>	Abrange o primeiro e último ano da série.
<i>tb_legend</i>	Tabela de legenda com nome da classe associado ao pixel e a cor.
<i>totalArea</i>	Extensão da área de estudo em km <sup>2</sup> e em unidades de pixel.
<i>totalInterval</i>	Intervalo entre o primeiro e último ano da série.

**Fonte: Autoria própria.**

Dentre as informações contidas na tabela de contingência, é possível verificar valores de pixel contidos nos mapas de uso e cobertura da terra das cidades-alvo, onde esses valores se referem a cada classe existente na área de estudo. Os valores de pixel e a descrição das classes estão disponíveis nos códigos de legenda e no manual geral do Projeto MapBiomias – Coleção 5 (2020), respectivamente.

Nota-se que a classe Soja é classificada separadamente apenas a partir de 2000 (PROJETO MAPBIOMAS, 2020), sendo incluída na classe Outras Lavouras Temporárias nos anos anteriores (Tabela 2). Nesse sentido, foi realizada a reclassificação dos mapas de uso e cobertura da terra, atribuindo um novo valor de pixel para os existentes, tendo em vista que

essa pesquisa abrange os anos de 1985 a 2019. Essa medida resultou na união das classes Pastagem e Mosaico de Agricultura e Pastagem em Pastagem, e Cana, Soja e Outras Lavouras Temporárias em Agricultura.

**Tabela 2 - Valores de pixels, classes de uso e cobertura da terra e sua descrição.**

<b>Valor de Pixel</b>	<b>Novo valor de pixel</b>	<b>Classe</b>	<b>Descrição</b>
3	1	Formação Florestal	Floresta densa, aberta e mista; Floresta Ombrófila, Semidecidual e Floresta Estacional Decidual, e formação pioneira.
9	2	Floresta Plantada	Espécies de árvores plantadas para fins comerciais como Eucalipto, Pinus e Araucária.
15	3	Pastagem	Área de pastagem, plantada ou natural, com atividades de agricultura.
20	4	Cana	Áreas cultivadas com cana de açúcar.
21	3	Mosaico de Agricultura e Pastagem	Áreas de cultivo onde não era possível a distinção entre agricultura e pastagem.
24	5	Infraestrutura Urbana	Áreas urbanas com predomínio de superfícies não vegetadas, incluindo estradas, rodovias e construções.
25	6	Outras Áreas Não Vegetadas	Superfícies não permeáveis (Infraestrutura, expansão urbana, mineração) que não foram mapeadas em suas classes, e regiões de solo exposto em áreas naturais ou de agricultura.
33	7	Água	Rios, lagos, oceanos, reservatórios e outros corpos d'água.
41	4	Outras Lavouras Temporárias	Cultivo de espécies de ciclo vegetativo inferior a um ano. Mapas de antes de 2000 inclui Soja.
39	4	Soja	Áreas cultivadas com soja. Antes de 2000 era classificado como Outras Lavouras Temporárias.

**Fonte: Significado das Classes - Projeto MapBiomias, Coleção 5 (2020).**

Após a reclassificação, as tabelas de contingência foram geradas novamente. O objeto `tb_legend`, retornado pela tabela de contingência, gera cores e legendas de forma aleatória, e por isso, foi necessário a edição das legendas e cores que melhor representam as classes (Tabela 3). Para isso, foram utilizados os nomes e paleta de cores das classes disponíveis no Códigos de Legenda da coleção 5 - Projeto MapBiomias (2020).

**Tabela 3 - Valores de pixel, identificação, cor e nome das classes de uso e cobertura da terra.**

Novo Valor de Pixel	Sigla	Cor	Classe
1	FFL	#6400	Formação Florestal
2	FPL	#935132	Floresta Plantada
3	PAS	#FFD966	Pastagem
4	AGR	#E974ED	Agricultura
5	INF	#aa0000	Infraestrutura Urbana
6	ONV	#FF99FF	Outras Áreas Não Vegetadas
7	WAT	#0000FF	Água

Fonte: Códigos de Legenda - Projeto MapBiomias, Coleção 5 (2020).

Através da tabela de contingência, aliado às ferramentas de visualizações diversas, foi possível criar diferentes representações das mudanças do uso e cobertura da terra como diagramas de sankey para o ano inicial e final, evidenciando a transição entre as classes, gráfico de barras evidenciando a evolução das áreas por classe de uso, as mudanças líquidas e brutas de cada classe e ainda, uma representação espacial de mudanças acumuladas nos intervalos.

Por fim, foi realizada a Análise de Intensidade, que verifica a intensidade das mudanças no uso e cobertura da terra da série histórica em três níveis, o de intervalo, o de categoria e o de transição. A análise de intensidade retorna seis objetos (Tabela 4):

**Tabela 4 - Objetos retornados pela Análise de Intensidade de Uso e Cobertura da Terra do pacote OpenLand no software R.**

Objeto	Descrição
<i>lulc_table</i>	Tabela de contingência para toda a série temporal com colunas “from” e “to” de acordo com a legenda do uso e cobertura da terra.
<i>interval_lvl</i>	Tabela do resultado do nível de intervalo
<i>category_lvlGain</i>	Tabela do resultado do nível de categoria com valores de ganho e teste de estacionariedade
<i>category_lvlLoss</i>	Tabela do resultado do nível de categoria com valores de perda e teste de estacionariedade

Objeto	Descrição
<i>transition_lvlGain_n</i>	Tabela do resultado do nível de transição com valores de ganho de $n$ e teste de estacionariedade
<i>transition_lvlLoss_m</i>	Tabela do resultado do nível de transição com valores de perda de $m$ e teste de estacionariedade

**Fonte: Autoria própria.**

Para o nível de intervalo, foi analisada a porcentagem de mudança geral e anual, e se a mudança foi rápida ou lenta em relação à taxa uniforme. Para o nível de categoria, foram analisados os ganhos e as perdas que a categoria obteve ao longo dos intervalos de tempo, verificando se o ganho ou perda de determinada classe foi estacionário, ou seja, se as intensidades, para todos os intervalos de tempo, foram sempre menores ou maiores do que a taxa de intensidade uniforme durante todo o período.

Para o nível de transição, foi pré-definido como  $m$  a classe Formação Florestal (FFL) e para  $n$  todas as classes para as quais FFL apresentou perdas ativas. Os resultados de nível de intervalo e nível de categoria foram plotados e o de nível de transição foi planilhado. No nível de transição, em um mesmo período, se tanto  $m$  perdeu para  $n$  mais intensamente que a taxa uniforme de perda e  $n$  ganhou de  $m$  mais intensamente que a taxa uniforme de ganho, considerou-se essa transição como sistemática. Transições sistemáticas foram destacadas em negrito nas tabelas.

Para responder às questões deste estudo, as cidades-alvo foram comparadas por meio da porcentagem de intensidade de mudanças em todos os níveis. Adicionalmente, para definir qual cidade conservou mais áreas de floresta, foi verificado qual cidade manteve, em 2019, a relação formação florestal por km<sup>2</sup> mais próxima do encontrado no primeiro ano da série histórica, isto é, em 1985.

## 6 RESULTADOS

A área total estimada para a cidade de Londrina e suas conurbações (LAC) é de 321,24 km<sup>2</sup> e para a cidade de Maringá e suas conurbações (MAC) é de 187,28 km<sup>2</sup>. Os resultados quantitativos sobre as áreas das classes de uso e cobertura da terra e a proporção em porcentagem em para as cidades-alvo estão descritos na Tabela 5 para a LAC e na Tabela 6 para MAC.

**Tabela 5 - Área em km<sup>2</sup> e proporção das classes de uso e cobertura da terra em sete intervalos de tempo para a área urbana de Londrina-PR e conurbação.**

Ano	Classe	FFL	FPL	PAS	AGR	INF	ONV	WAT
2019	Área (km <sup>2</sup> )	31,263	0,291	73,660	82,262	131,101	1,589	1,076
	Proporção	<b>9,732%</b>	<b>0,090%</b>	<b>22,930%</b>	<b>25,607%</b>	<b>40,811%</b>	<b>0,494%</b>	<b>0,335%</b>
2015	Área (km <sup>2</sup> )	31,888	0,258	76,650	84,440	125,455	1,338	1,212
	Proporção	<b>9,926%</b>	<b>0,080%</b>	<b>23,861%</b>	<b>26,285%</b>	<b>39,053%</b>	<b>0,417%</b>	<b>0,377%</b>
2010	Área (km <sup>2</sup> )	32,738	0,067	93,327	77,654	114,835	1,490	1,132
	Proporção	<b>10,191%</b>	<b>0,021%</b>	<b>29,052%</b>	<b>24,173%</b>	<b>35,747%</b>	<b>0,464%</b>	<b>0,352%</b>
2005	Área (km <sup>2</sup> )	32,147	0,038	108,104	74,312	103,525	2,119	0,996
	Proporção	<b>10,007%</b>	<b>0,012%</b>	<b>33,652%</b>	<b>23,133%</b>	<b>32,227%</b>	<b>0,660%</b>	<b>0,310%</b>
2000	Área (km <sup>2</sup> )	27,074	0,059	116,421	84,614	89,340	2,826	0,907
	Proporção	<b>8,428%</b>	<b>0,018%</b>	<b>36,241%</b>	<b>26,340%</b>	<b>27,811%</b>	<b>0,880%</b>	<b>0,282%</b>
1995	Área (km <sup>2</sup> )	29,174	0,005	106,704	110,288	71,926	2,369	0,776
	Proporção	<b>9,082%</b>	<b>0,001%</b>	<b>33,216%</b>	<b>34,332%</b>	<b>22,390%</b>	<b>0,737%</b>	<b>0,242%</b>
1990	Área (km <sup>2</sup> )	26,574	0,005	115,874	111,390	61,913	4,812	0,672
	Proporção	<b>8,272%</b>	<b>0,002%</b>	<b>36,071%</b>	<b>34,675%</b>	<b>19,273%</b>	<b>1,498%</b>	<b>0,209%</b>
1985	Área (km <sup>2</sup> )	35,761	0,004	106,270	120,417	50,890	7,267	0,634
	Proporção	<b>11,132%</b>	<b>0,001%</b>	<b>33,081%</b>	<b>37,485%</b>	<b>15,842%</b>	<b>2,262%</b>	<b>0,197%</b>

Nota: FFL – Formação Florestal; FPL – Floresta Plantada; PAS – Pastagem; AGR – Agricultura; INF – Infraestrutura Urbana; ONV – Outras Áreas Não Vegetadas; WAT – Água. Fonte: Autoria própria.

**Tabela 6 - Área em km<sup>2</sup> e proporção das classes de uso e cobertura da terra em sete intervalos de tempo para a área urbana de Maringá-PR e conurbação.**

Ano	Classe	FFL	FPL	PAS	AGR	INF	ONV	WAT
2019	Área (km <sup>2</sup> )	8,753	0,164	25,619	32,801	119,056	0,763	0,122
	Proporção	<b>4,674%</b>	<b>0,087%</b>	<b>13,680%</b>	<b>17,514%</b>	<b>63,572%</b>	<b>0,408%</b>	<b>0,065%</b>
2015	Área (km <sup>2</sup> )	7,745	0,194	27,243	36,650	114,633	0,690	0,123
	Proporção	<b>4,135%</b>	<b>0,103%</b>	<b>14,547%</b>	<b>19,570%</b>	<b>61,210%</b>	<b>0,369%</b>	<b>0,066%</b>
2010	Área (km <sup>2</sup> )	7,672	0,160	33,039	42,877	102,463	0,939	0,128
	Proporção	<b>4,096%</b>	<b>0,086%</b>	<b>17,642%</b>	<b>22,895%</b>	<b>54,712%</b>	<b>0,501%</b>	<b>0,068%</b>
2005	Área (km <sup>2</sup> )	7,627	0,085	41,316	48,329	88,740	1,056	0,125
	Proporção	<b>4,072%</b>	<b>0,045%</b>	<b>22,062%</b>	<b>25,806%</b>	<b>47,384%</b>	<b>0,564%</b>	<b>0,067%</b>
2000	Área (km <sup>2</sup> )	7,269	0,086	43,835	58,318	75,881	1,732	0,157
	Proporção	<b>3,882%</b>	<b>0,046%</b>	<b>23,406%</b>	<b>31,140%</b>	<b>40,518%</b>	<b>0,925%</b>	<b>0,084%</b>
1995	Área (km <sup>2</sup> )	7,112	0,079	36,960	81,831	60,021	1,129	0,146
	Proporção	<b>3,797%</b>	<b>0,042%</b>	<b>19,736%</b>	<b>43,695%</b>	<b>32,049%</b>	<b>0,603%</b>	<b>0,078%</b>
1990	Área (km <sup>2</sup> )	6,560	0,081	29,565	102,141	46,665	2,141	0,124
	Proporção	<b>3,503%</b>	<b>0,043%</b>	<b>15,787%</b>	<b>54,540%</b>	<b>24,918%</b>	<b>1,143%</b>	<b>0,066%</b>
1985	Área (km <sup>2</sup> )	8,869	0,083	31,754	106,295	35,348	4,851	0,079
	Proporção	<b>4,736%</b>	<b>0,044%</b>	<b>16,956%</b>	<b>56,758%</b>	<b>18,874%</b>	<b>2,590%</b>	<b>0,042%</b>

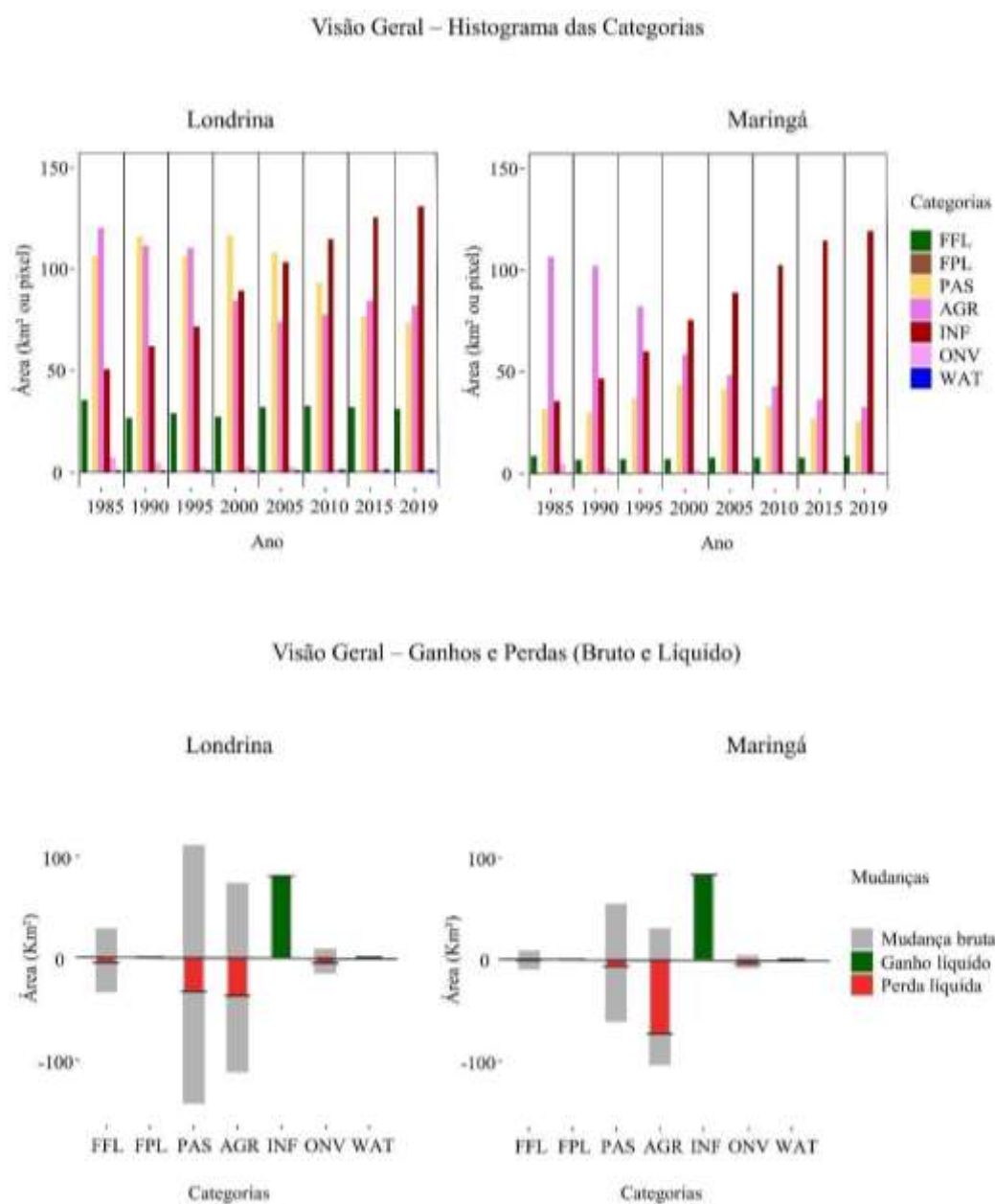
Nota: FFL – Formação Florestal; FPL – Floresta Plantada; PAS – Pastagem; AGR – Agricultura; INF – Infraestrutura Urbana; ONV – Outras Áreas Não Vegetadas; WAT – Água. Fonte: Autoria própria.

### 6.1 Perdas e ganhos líquidos das classes de uso e cobertura da terra

A evolução das classes de uso e cobertura da terra e a área em km<sup>2</sup> ao longo da série histórica das cidades-alvo é apresentado na forma de gráfico de barras na Figura 9. Ao longo da série, para ambas as cidades-alvo, as classes que tiveram maior variação em suas áreas foram

PAS, AGR e INF, onde destas, apenas INF possui ganho líquido. Não há grandes alterações das classes FPL e WAT.

**Figura 9 - Histograma e mudanças líquidas e brutas das classes de uso e cobertura da terra das cidades de Londrina e Maringá e suas conurbações.**



**Nota:** FFL – Formação Florestal; FPL – Floresta Plantada; PAS – Pastagem; AGR – Agricultura; INF – Infraestrutura Urbana; ONV – Outras Áreas Não Vegetadas; WAT – Água. Fonte: Autoria própria – Elaboração *software R* versão 4.0.2.



Em LAC, as classes de maior área foram PAS, AGR e INF, entre 1985 e 2019. A classe INF era a terceira classe com mais área no período de 1985 a 1995, passando de 15,84% do território para 22,39%, respectivamente. Entre 2000 e 2005, INF foi a segunda classe com maior área, com 27,81% e 32,23% do território, respectivamente. A partir de 2010, foi a classe dominante, finalizando a série histórica com um tamanho aproximadamente 2,6 vezes maior que no início da série, com 40,81% do território. A classe PAS foi dominante em 1995 com 33,22% e entre 2000 e 2005, variando de 36,21% a 33,65% do território, respectivamente, enquanto AGR foi dominante em 1985 com 37,48% e em 1995, com 34,33%.

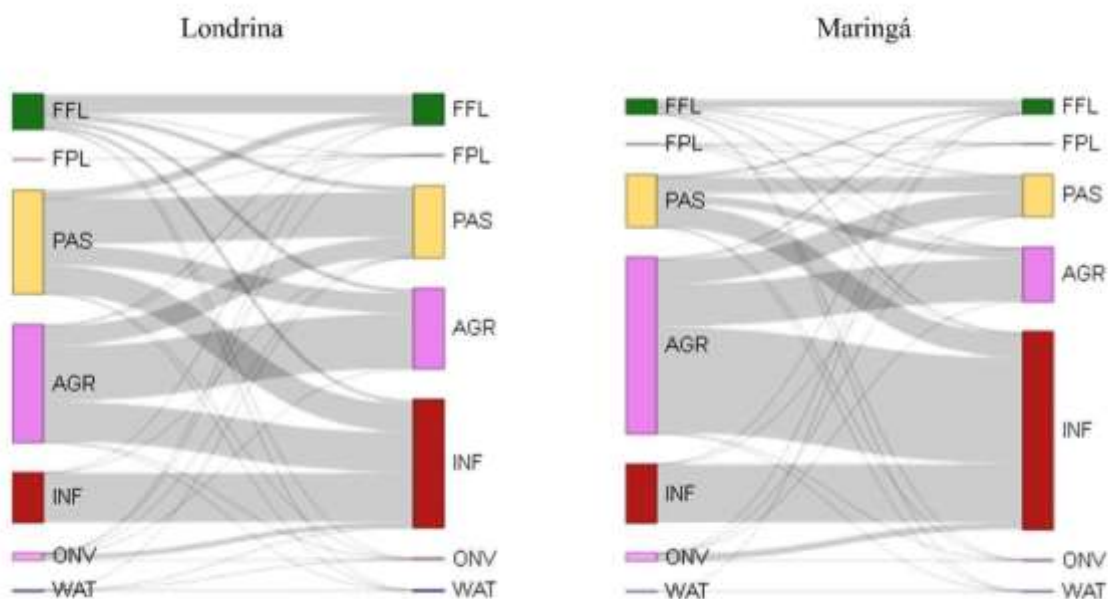
Para MAC, as classes de maior área foram semelhantes às classes de LAC, sendo elas PAS, AGR e INF. AGR foi a classe dominante entre 1985 e 1995, passando de 56,76% a 43,70%, todavia, desde o início da série, sua área está em declínio, e a partir de 2000 passa a ser a segunda classe de maior área e, finaliza a série com área aproximadamente 3,24 vezes menor que a sua área inicial. INF foi a segunda classe de maior proporção entre 1985 e 1995, variando de 18,87% a 32,05%, respectivamente. A partir de 2000, essa classe passou a ser a dominante, com 40,52% do território, e finalizou a série com uma área 3,37 vezes maior que em 1985, cobrindo 63,57% do território em 2019. A classe PAS foi a terceira classe de maior área em todo o período analisado, passando de 31,75 km<sup>2</sup> em 1985 a 25,62 km<sup>2</sup> em 2019.

Depois das classes PAS, AGR, e INF, para ambas as cidades-alvo, a classe que possui maior área, ao longo de toda a série, é FFL. Para LAC, a área de FFL representava 11,13% do território em 1985, e finalizou a série com 9,73%, enquanto em MAC, FFL representava 4,74% do território em 1985 e finalizou com 4,67% em 2019.

As classes FPL e WAT, para as duas áreas de estudo, não chegam a 1% do território em toda a série, e para ONV esse fato é semelhante exceto para os anos de 1985 e 1990, onde para a LAC a cobertura foi de 2,26% e 1,50%, respectivamente, e para MAC, foi de 2,59% e 1,14%, respectivamente.

Através do diagrama de Sankey (Figura 10), é possível visualizar quais foram as principais mudanças de uso e cobertura da terra na área de estudo. Nota-se que, para ambas as cidades-alvo, a expansão urbana (INF) tem ocorrido principalmente sobre as áreas de AGR e PAS, onde estes últimos perderam uma área significativa de seu território ao longo da série. Adicionalmente, o INF também cresceu sobre áreas de FFL. PAS tem perdido área principalmente para AGR e vice-versa, além de ambos perderem para INF e FFL.

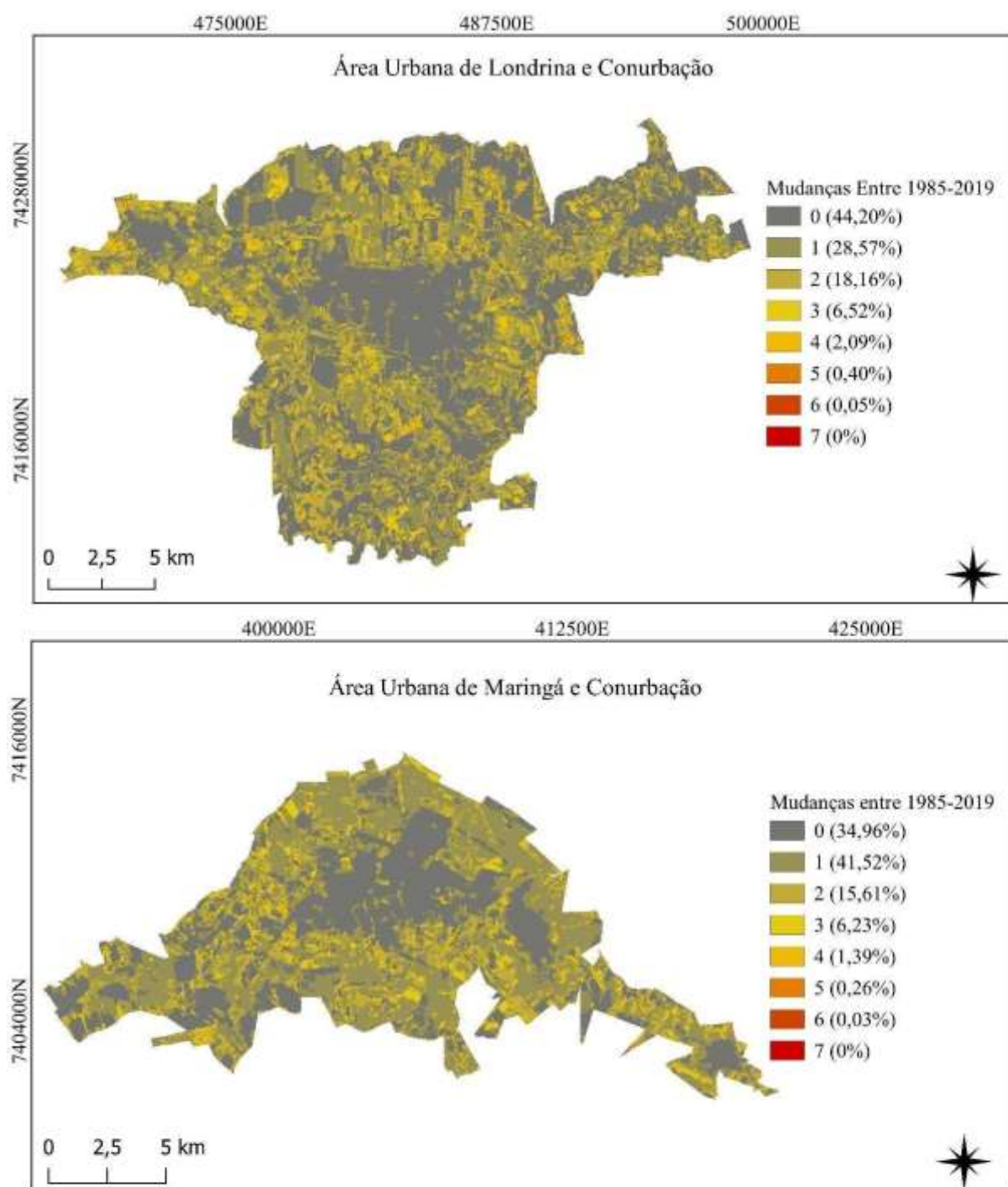
**Figura 10 - Diagrama de Sankey com as transições das classes de uso e cobertura da terra das cidades de Londrina e Maringá e suas conurbações.**



**Nota:** FFL – Formação Florestal; FPL – Floresta Plantada; PAS – Pastagem; AGR – Agricultura; INF – Infraestrutura Urbana; ONV – Outras Áreas Não Vegetadas; WAT – Água. Fonte: Autoria própria – Elaboração *software R* versão 4.0.2.

Em relação às mudanças acumuladas ao longo da série histórica (Figura 11), nota-se que o núcleo urbano é o que menos apresentou alterações, evidenciando a expansão urbana e consequentemente o aumento da quantidade de mudanças, para ambas as cidades-alvo.

Figura 11 – Mapa das mudanças acumuladas de Londrina e Maringá e suas conurbações.



Mudanças Acumuladas de 1985-2019  
 Dados criados com o pacote OpenLand  
 UCT derivado do Projeto MapBiomas Coleção 5 (2020)  
 Projeção: UTM - Datum: SIRGAS 2000 - Zona 22 Sul  
 Autora: Carolina Correia Velloza

## 6.2 Análise de Intensidade de Mudança do Uso e Cobertura da Terra

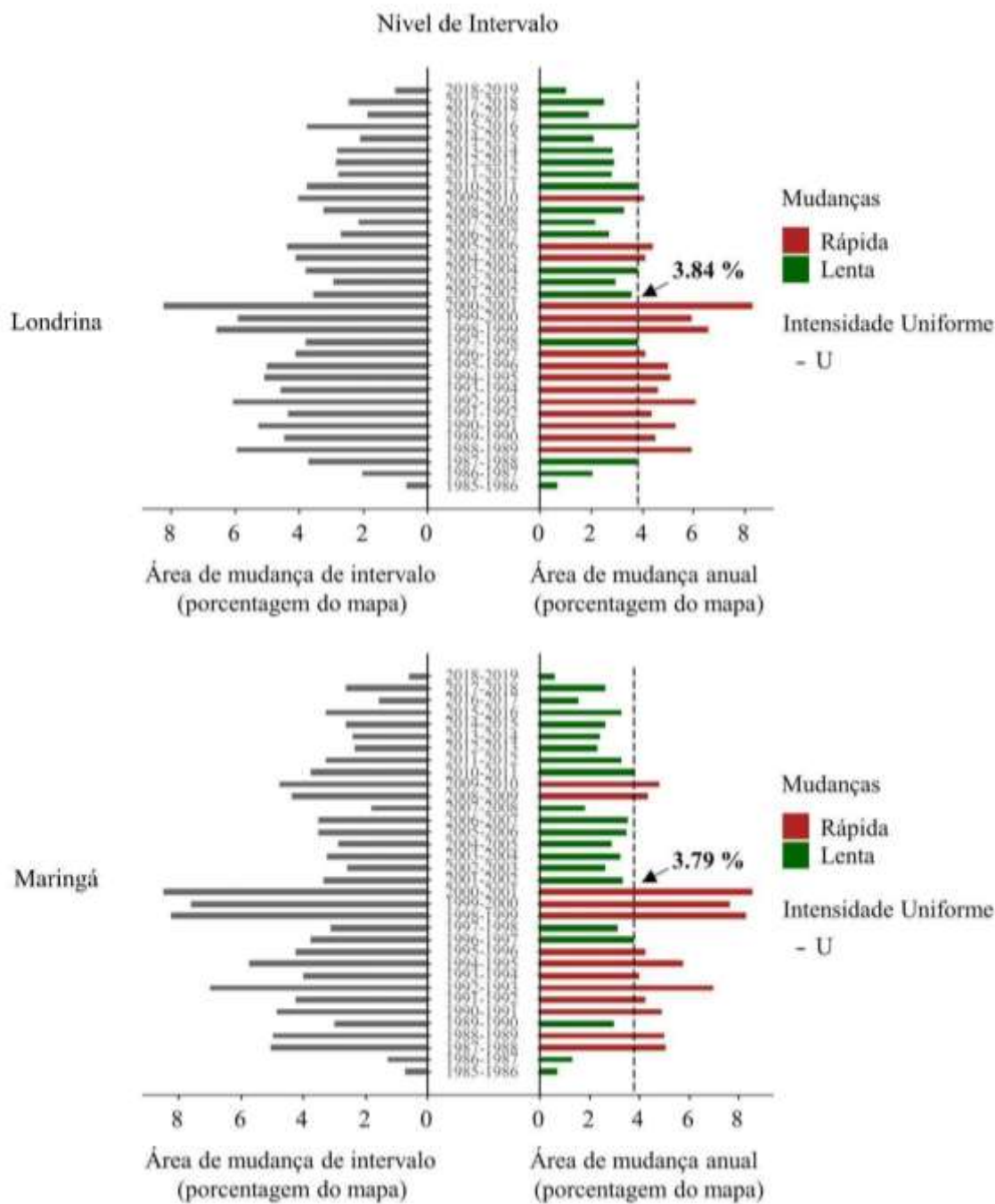
### 6.2.1 Nível de Intervalo

Os resultados de intensidade a nível de intervalo demonstram taxa de intensidade uniforme para LAC foi de 3,84%, e a intensidade de mudança foi considerada rápida em 15 anos, cujo maiores intensidades ocorreram em 2000 a 2001, 1998 a 1999 e 1992 a 1993, com valores de intensidade de 8,26%, 6,58% e 6,08%, respectivamente (Figura 12). Para MAC, a intensidade de mudança foi considerada rápida em 13 anos, ou seja, a intensidade de mudança foi maior que a intensidade uniforme ( $U = 3,79\%$ ). As intensidades de mudança mais rápidas ocorreram entre 2000 e 2001, 1998 e 1999, 1999 e 2000, com valores de intensidade de 8,52%, 8,27% e 7,62%, respectivamente. Em comum, as cidades-alvo obtiveram intensidades rápidas em 1988 a 1989, 1990 a 1996, 1998 a 2001 e 2009 a 2010 (Figura 12).

Em 21 anos a intensidade de mudança foi lenta em LAC, enquanto para MAC a intensidade foi lenta em 19 anos. Desses anos, a intensidade mais lenta em LAC ocorreu em 1985 a 1986, 2018 a 2019 e 2016 a 2017, com valores de 0,67%, 1,01% e 1,90%, respectivamente, enquanto para MAC ocorreu em 2018 a 2019, 1985 a 1986 e 1986 a 1987, com intensidade de 0,61%, 0,71% e 1,29%, respectivamente. Em comum entre as cidades-alvo, os anos de intensidade lenta foram de 1985 a 1987, 1997 a 1998, 2001 a 2004, 2006 a 2008 e 2010 a 2019.

Os anos em que a área de MAC obteve intensidade de mudança superior a área de LAC foram de 1985 a 1986, 1987 a 1988, 1992 a 1993, 1994 a 1995, 1998 a 1999, 1999 a 2000, 2000 a 2001, 2006 a 2007, 2008 a 2009, 2009 a 2010, 2011 a 2012, 2014 a 2015 e 2017 a 2018. Não há estacionariedade nas intensidades de mudança a nível de intervalo para ambas as cidades-alvo, devido ao fato de que ao longo do período analisado, a intensidade de mudança variou de lenta a rápida.

Figura 12 - Análise de intensidade - nível de intervalo para Londrina e Maringá e suas conurbações.



Fonte: Autoria própria – Elaboração *software R* versão 4.0.2.

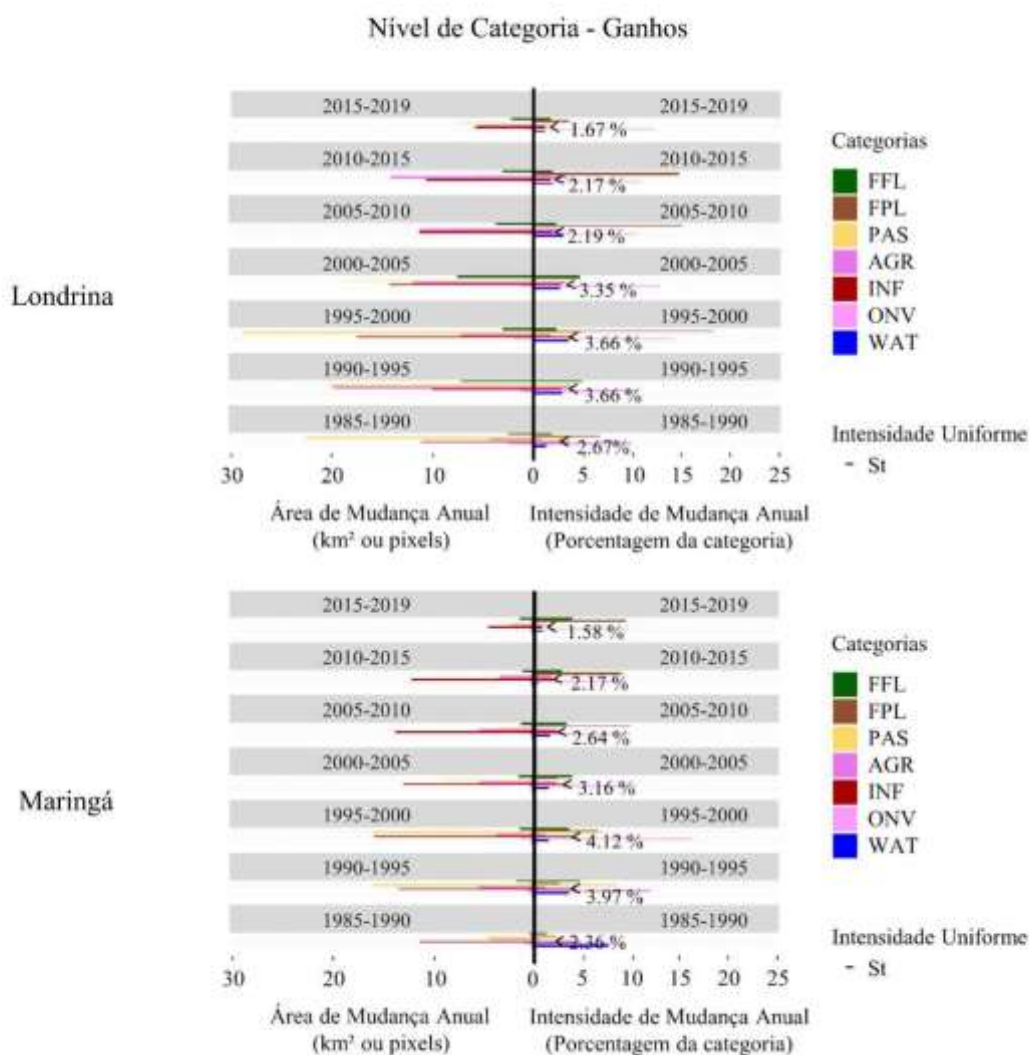
### 6.2.2 Nível de Categoria

Quando a intensidade de mudança anual em termos de porcentagem da classe ultrapassa a taxa uniforme de mudança, é considerado ganho ou perda ativa, e quando não ultrapassa, é considerado ganho ou perda dormente. Um caso é considerado estacionário quando obtive

ganhos ou perdas, ativas ou dormentes, em todos os intervalos da série. De sete intervalos de tempo analisados em três intervalos MAC obteve uma taxa de intensidade de mudança geral superior a LAC, sendo eles 1990-1995, 1995-2000 e 2010-2015.

Os resultados de ganhos do nível de categoria da análise de intensidade estão demonstrados na Figura 13. Em relação a LAC, entre 1985 e 1990, as classes com ganhos ativos foram PAS, INF, ONV e FPL, sendo a maior intensidade de mudança da classe ONV com 10,06%, equivalente a um ganho de 2,42 km<sup>2</sup>, entretanto, o maior ganho em área foi de PAS com 22,57 km<sup>2</sup>, em uma intensidade de 3,90%. Em MAC, as classes com ganhos ativos foram INF, PAS, ONV, WAT e FPL, sendo ONV a classe com maior intensidade de ganho, com 8,91%, somando uma área de 0,95 km<sup>2</sup>, e a classe que mais ganhou em área foi INF, com 11,39 km<sup>2</sup>, intensidade de 4,88%.

Figura 13 - Análise de intensidade: ganhos a nível de categoria para as classes de uso e cobertura da terra de Londrina e Maringá e suas conurbações.



**Nota:** FFL – Formação Florestal; FPL – Floresta Plantada; PAS – Pastagem; AGR – Agricultura; INF – Infraestrutura Urbana; ONV – Outras Áreas Não Vegetadas; WAT – Água. Fonte: Autoria própria – Elaboração *software R* versão 4.0.2.

Entre 1990 e 1995, LAC apresentou ganhos ativos nas classes PAS, FFL e ONV, sendo o ganho mais intenso de ONV com 10,68%, equivalente a um ganho de 1,27 km<sup>2</sup>, e o maior ganho de área foi de PAS com 20,30 km<sup>2</sup>, com intensidade de 3,80%. Para MAC, os ganhos ativos foram de PAS, INF, FFL e ONV, sendo o mais intenso ONV com 12,03% com área de ganho de 0,68 km<sup>2</sup>, e o maior ganho de área foi de PAS, com 15,84 km<sup>2</sup>, em uma intensidade de 8,57%.

No período de 1995 a 2000, os ganhos ativos para a LAC foram de PAS, INF, ONV e FPL, e a classe que possuía um maior ganho em área foi PAS, com 28,73 km<sup>2</sup>, de intensidade de 4,94%, e a classe que mais ganhou em termos de intensidade foi FPL, com 18,46%, equivalente a uma área de 0,054 km<sup>2</sup>. Já em MAC, as classes que obtiveram ganhos ativos foram as mesmas de LAC, embora a classe que obteve maior intensidade de ganho foi FPL com 16,22%, somando uma área de ganho de 1,40 km<sup>2</sup>, e a classe que mais obteve ganhos em área foi PAS com 15,96 km<sup>2</sup>, embora INF tenha tido um ganho bem próximo, com 15,93 km<sup>2</sup>, com intensidade de 7,28% e 4,20%, respectivamente.

Em LAC, entre 2000 e 2005, os ganhos ativos foram de PAS, FFL, ONV e FPL. O ganho mais intenso foi da classe ONV com 12,74%, somando uma área de ganho de 1,35 km<sup>2</sup>, e o maior ganho de área foi de PAS com 18,74 km<sup>2</sup>. Para MAC, os ganhos ativos foram de PAS, FFL e ONV, sendo o maior ganho em área de PAS com 9,02 km<sup>2</sup> e intensidade de 4,36%, e o ganho mais intenso foi de ONV com 10,69%, com ganho de área de 0,56 km<sup>2</sup>.

Entre 2005 e 2010, os ganhos ativos na área de LAC foram das classes AGR, FFL, ONV, WAT e FPL, sendo o maior ganho em área de AGR com intensidade de 2,89%, e a maior intensidade de ganho pertence a classe FPL com 15,14%, com 0,05 km<sup>2</sup> de ganho em área. Para MAC, os ganhos ativos foram de INF, FFL, ONV, e FPL, sendo o mais intenso de ONV com 10,11% de intensidade e área de 0,47 km<sup>2</sup>, e o maior ganho em área foi de INF, com 13,78 km<sup>2</sup>, com intensidade de 2,69%.

Entre 2010 e 2015, LAC apresentou ganhos ativos nas classes AGR, ONV e FPL, sendo o mais intenso de FPL com 14,84%, equivalente a uma área de 0,19 km<sup>2</sup>, e a classe que mais ganhou em área foi AGR, com 14,13 km<sup>2</sup>, com intensidade de 3,35%. Para MAC, os ganhos ativos foram de PAS, FFL, ONV e FPL, sendo o maior ganho em área de PAS com 3,03 km<sup>2</sup> com intensidade de ganho de 2,23%, e o ganho mais intenso foi de ONV, com 9,73%, com área de 0,34 km<sup>2</sup>.

Para LAC, entre 2015 e 2019, os ganhos ativos foram de PAS, FFL, ONV e FPL, sendo o mais intenso de ONV com 12,39%, ganhando 2,19 km<sup>2</sup> de área, e em termos de maior ganho de área, a classe PAS foi a que mais ganhou, com 7,19 km<sup>2</sup>, a uma intensidade de 2,44%. Para MAC, os ganhos ativos foram de PAS, AGR, FFL, ONV e FPL. O maior ganho em área foi da classe PAS com 3,31 km<sup>2</sup>, e intensidade de 3,23%, enquanto o ganho mais intenso foi de ONV, com 9,96%, e área de 0,30 km<sup>2</sup>.



A classe que obteve maior intensidade de ganho ativo em LAC foi FPL, com 18,46%, 15,14% e 14,84%, para os anos de 1995 a 2000, 2005 a 2010 e 2010 a 2015, ainda que a área não passe de 0,20 km<sup>2</sup>. Os três ganhos dormentes mais intensos foi de AGR com 3,59% entre 1990 e 1995, seguido por WAT em 1995 a 2000 com 3,51% e AGR novamente, com 3,20% no intervalo de 2000 a 2005, onde em área esses valores foram de 19,79 km<sup>2</sup>, 0,16 km<sup>2</sup> e 11,89 km<sup>2</sup>, respectivamente.

Para MAC, os maiores ganhos ativos pertencem a classe ONV, para os anos de 1995 a 2000, 1990 a 1995 e 2000 a 2005, com intensidade de 16,22%, 12,03% e 10,69%, e área de 1,40 km<sup>2</sup>, 0,68 km<sup>2</sup> e 0,56 km<sup>2</sup>, respectivamente. Os maiores ganhos dormentes pertencem a classe FFL, WAT e INF, com intensidade de 3,73%, 3,70% e 2,92% nos intervalos de 1995 a 2000, 1990 a 1995 e 2000 a 2005, e área de 1,36 km<sup>2</sup>, 0,027 km<sup>2</sup> e 12,94 km<sup>2</sup>, respectivamente.

Em termos de área, ao longo da série, as classes que mais obtiveram ganhos em LAC foram PAS, seguido por INF e AGR, totalizando ganho, tanto ativo quanto dormente, de 111,24 km<sup>2</sup>, 80,94 km<sup>2</sup> e 73,94 km<sup>2</sup>, respectivamente. Em ganhos ativos, a classe dominante foi PAS com 97,54 km<sup>2</sup>, seguido por INF, com 28,64 km<sup>2</sup> e PAS com 25,35 km<sup>2</sup>. Em ganhos dormentes, INF dominou com 52,30 km<sup>2</sup>, seguido por AGR com 48,58 km<sup>2</sup> e PAS com 13,70 km<sup>2</sup>. As classes FPL e ONV não apresentaram ganhos dormentes.

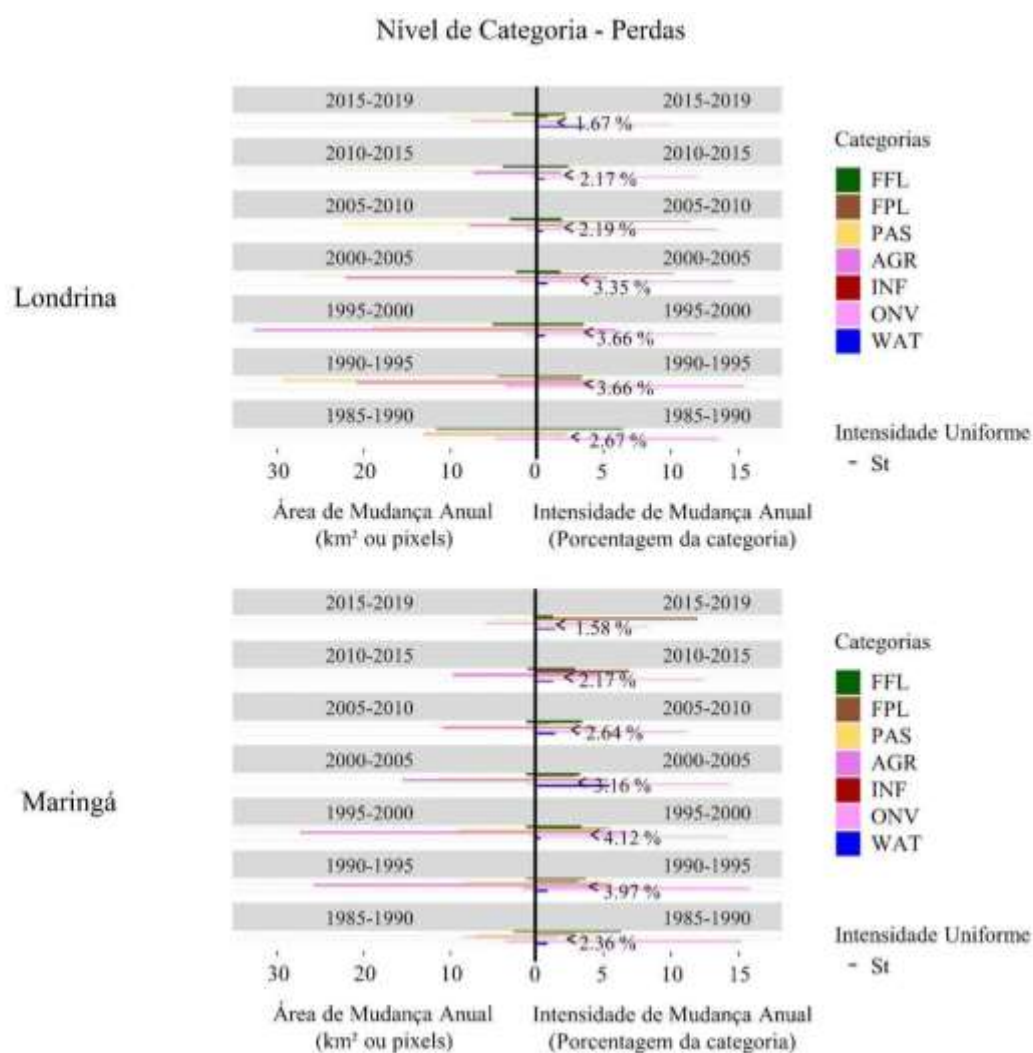
As classes que mais ganharam em área para MAC foram INF, seguido por PAS e AGR, com um total de ganhos ativos e dormentes de 84,28 km<sup>2</sup>, 55,61 km<sup>2</sup> e 30,25 km<sup>2</sup>, respectivamente. A classe com mais ganhos ativos foi INF, totalizando uma área de 54,55 km<sup>2</sup>, seguido por PAS, com 52,05 km<sup>2</sup> e FFL com 7,28 km<sup>2</sup>, e em ganhos dormentes, a classe INF ganhou 29,73 km<sup>2</sup>, seguido por AGR com 28,09 km<sup>2</sup> e PAS com 3,55 km<sup>2</sup>. Apenas ONV não obteve ganho dormente ao longo da série.

A única classe que apresentou estacionariedade em seus ganhos foi ONV, para ambas as cidades-alvo, tendo ganhos ativos em todos os intervalos. Para LAC, FPL obteve ganhos ativos em 6 intervalos, enquanto PAS, FFL, AGR, INF e WAT apresentaram ganhos ativos em 5, 4, 2, 2 e 1 intervalo, respectivamente. Já em MAC, PAS obteve ganhos ativos em 6 intervalos, enquanto FFL, FPL, INF, AGR e WAT obtiveram ganhos ativos em 5, 5, 4, 1 e 1 intervalo, respectivamente.

Os resultados de perdas do nível de categoria da análise de intensidade estão demonstrados na Figura 14. Em termos de perdas de área, para LAC, somando as perdas dormentes e ativas, a que perdeu mais área foi a classe PAS, com 143,85 km<sup>2</sup>, seguido por AGR

com 112,09 km<sup>2</sup> e FFL com 33,56 km<sup>2</sup>. Para MAC, a maior perda pertence à classe AGR com 103,74 km<sup>2</sup>, seguido por PAS com 61,74 km<sup>2</sup> e FFL, com 9,22 km<sup>2</sup> de área perdida.

**Figura 14 - Análise de intensidade: perdas a nível de categoria para as classes de uso e cobertura da terra de Londrina e Maringá e suas conurbações.**



**Nota:** FFL – Formação Florestal; FPL – Floresta Plantada; PAS – Pastagem; AGR – Agricultura; INF – Infraestrutura Urbana; ONV – Outras Áreas Não Vegetadas; WAT – Água. **Fonte:** Autoria própria – **Elaboração** *software R* versão 4.0.2.

Ao longo da série, a classe que mais perdeu ativamente em LAC foi PAS com 111,87 km<sup>2</sup>, seguido por AGR com 83,58 km<sup>2</sup> e FFL com 18,31 km<sup>2</sup>. A classe ONV perdeu ativamente 15,06 km<sup>2</sup>, enquanto FPL e WAT não chegaram a perder mais de 0,20 km<sup>2</sup> e INF não obteve perdas ativas. Quanto a perdas dormentes, a classe que mais perdeu também foi PAS, seguida

por AGR e FFL, com 31,98 km<sup>2</sup>, 28,51 km<sup>2</sup> e 15,25 km<sup>2</sup>, respectivamente. Assim como nas perdas ativas, FPL e WAT não chegam a 0,20 km<sup>2</sup> de perda dormente, já INF perdeu 0,73 km<sup>2</sup> e ONV não apresentou perdas dormentes.

Para MAC, a maior perda ativa pertence a classe AGR com 95,27 km<sup>2</sup>, seguida por PAS com 61,74km<sup>2</sup> e ONV com 8,80 km<sup>2</sup>. FFL perdeu ativamente 6,39 km<sup>2</sup> de sua área, e FPL e WAT perderam uma área inferior a 0,20 km<sup>2</sup>, enquanto INF não perdeu nada ativamente. Em relação às perdas dormentes, a classe AGR dominou com 8,48 km<sup>2</sup>, seguido por FFL com 2,83 km<sup>2</sup>, e FPL e WAT não chegaram a 0,04 km<sup>2</sup>, enquanto PAS e ONV não apresentaram nenhuma perda dormente.

Em relação a perdas ativas, em LAC, a classe ONV obteve estacionariedade, perdendo ativamente em todos os intervalos. PAS obteve perdas ativas em 5 intervalos, enquanto AGR, FFL, FPL e WAT obtiveram perdas ativas em 4, 3, 2 e 2 intervalos, respectivamente. Já em MAC, a estacionariedade de perdas ativas foi para PAS e ONV, enquanto AGR, FFL, FPL e WAT perderam ativamente em 6, 4, 4 e 1 intervalo, respectivamente.

Em relação a LAC, entre 1985 e 1990, as perdas ativas foram de FFL e ONV, onde a perda mais intensa foi de ONV com 13,42%, com área de 4,88 km<sup>2</sup>, e maior perda de área foi de FFL, com 11,59 km<sup>2</sup> e intensidade de 6,48%. Em MAC, as perdas ativas foram de PAS, ONV, FFL e FPL, sendo a mais intensa de ONV com 15,10% e uma área de 3,66 km<sup>2</sup>, e a maior perda de área foi de AGR com 8,48 km<sup>2</sup>, em uma intensidade de 1,59%.

Entre 1990 e 1995, as perdas ativas em LAC foram de PAS, AGR e ONV, com intensidade maior de ONV com 15,41% e área de 3,71 km<sup>2</sup> e maior perda de área de PAS com 29,47 km<sup>2</sup> em uma intensidade de 5,09%. Em MAC, a maior intensidade de perda foi de ONV com 15,80%, e uma área de 1,69 km<sup>2</sup>, e a maior perda em área foi de AGR com 25,77 km<sup>2</sup>, intensidade de 5,05%.

Em 1995 e 2000, as classes AGR e ONV, em LAC apresentaram perdas ativas, sendo a mais intensa de ONV com 13,29% e área de 1,57 km<sup>2</sup>. A maior perda em área foi de AGR com 32,87 km<sup>2</sup>, com intensidade de 5,96%. Em relação MAC, as perdas ativas foram de AGR, PAS, ONV e FPL, sendo a mais intensa de ONV, com 14,19% e área de 0,80 km<sup>2</sup>, e a maior perda de área foi de AGR com 27,40 km<sup>2</sup>, em uma intensidade de 6,70%.

No intervalo de 2000 a 2005, em LAC, as perdas ativas foram de PAS, AGR, ONV e FPL, sendo o mais intenso de ONV com 14,56%, somando uma área perdida de 2,06 km<sup>2</sup>,

enquanto o maior ganho de área foi de PAS com 27,06 km<sup>2</sup>. Em relação a MAC, as perdas ativas foram de AGR, PAS, ONV, FFL e WAT, com maior intensidade de perda de ONV com 14,32% e área de 1,24 km<sup>2</sup>, e a maior perda de área foi de 15,50 km<sup>2</sup> de AGR, com intensidade de 5,32%.

Para LAC, entre 2005 e 2010, as perdas ativas foram de PAS, ONV e FFL, onde a maior perda em área foi de PAS com 22,55 km<sup>2</sup> em uma intensidade de 4,17%, enquanto a perda mais intensa foi de ONV com 13,44%, somando uma área de perda de 1,42 km<sup>2</sup>. Para MAC, as perdas ativas foram de PAS, AGR, FFL e ONV, sendo a mais intensa de ONV com 11,20% e uma área de 0,59 km<sup>2</sup>, e a maior perda de área foi de PAS, com 11,83 km<sup>2</sup>, em uma intensidade de perda de 5,73%.

No período de 2010 e 2015, em LAC, as perdas ativas foram de PAS, FFL e ONV, sendo a maior perda em área de PAS com 22,61 km<sup>2</sup> e intensidade de 4,85% e a perda mais intensa foi de ONV com 11,90% de intensidade, somando uma área de perda de 0,89 km<sup>2</sup>. Em relação a MAC, as perdas ativas foram de AGR, PAS, FFL, ONV e FPL, sendo a mais intensa de ONV com 12,44% e área de 0,58 km<sup>2</sup>, e a maior perda de área foi de AGR, com 9,69 km<sup>2</sup>, em uma intensidade de perda de 4,52%.

Entre 2015 e 2019, em LAC, as perdas ativas foram de PAS, AGR, FFL, ONV e WAT. A perda mais intensa foi de ONV com 10,04%, perdendo uma área de 0,54 km<sup>2</sup>, e a maior perda em área foi de PAS, com 10,19 km<sup>2</sup>, em uma intensidade de 3,32%. Em MAC, a maior perda ativa em área foi de AGR, com 6,01 km<sup>2</sup>, em intensidade de perda de 4,10%, e a perda mais intensa foi de 11,98% da classe FPL, somando uma área de perda de 0,09 km<sup>2</sup>.

A classe que teve perdas ativas mais intensas foi ONV para ambas as cidades-alvo, com intensidade de 15,41%, 14,56% e 13,44% nos intervalos de 1990 a 1995, 2000 a 2005 e 2005 a 2010, respectivamente, para LAC, e para MAC uma intensidade de 15,79% em 1990 a 1995, 15,11% em 1985 a 1990 e 14,32% em 2000 a 2005.

Em relação às perdas dormentes, as mais intensas para LAC são das classes PAS e FFL. Os valores de intensidade são de 3,56%, 3,54% e 3,45% para PAS, FFL e FFL, com área equivalente a 19,01 km<sup>2</sup>, 5,17 km<sup>2</sup> e 4,58 km<sup>2</sup>, respectivamente. Já para MAC, as perdas dormentes mais intensas pertencem a FFL e FPL, sendo uma intensidade de 3,70% para FFL em 1990 a 1995, 3,37% para FFL em 1995 a 2000, e 3,11% para FPL em 1990 a 1995, com área equivalente a 1,21 km<sup>2</sup>, 1,20 km<sup>2</sup> e 0,01 km<sup>2</sup>, respectivamente.

### 6.2.3 Nível de Transição

No período compreendido por este estudo, em LAC, constata-se que as perdas de área de FFL foram principalmente para PAS, com 28,75 km<sup>2</sup>, seguido por AGR com 3,82 km<sup>2</sup> e INF com 0,46 km<sup>2</sup>. Para FPL, ONV e WAT, FFL perdeu 0,24 km<sup>2</sup>, 0,19 km<sup>2</sup> e 0,11 km<sup>2</sup>, respectivamente. Em MAC, as perdas de FFL foram principalmente para PAS com 7,25 km<sup>2</sup>, seguido por AGR com 1,58 km<sup>2</sup> e INF com 0,22 km<sup>2</sup>. A perda para FPL foi de 0,14 km<sup>2</sup>, para ONV foi de 0,031 km<sup>2</sup> e para WAT foi de 0,006 km<sup>2</sup>.

Após quantificar a transição das perdas de FFL, a análise de intensidade de mudanças para o nível de transição se concentrou na transição de FFL para as outras classes de estudo, onde foi verificado para quais classes FFL perdeu de maneira sistemática. Os resultados do nível de transição para LAC estão dispostos na Tabela 6 e para MAC na tabela 7.

**Tabela 7 - Transição das classes de uso e cobertura na cidade de Londrina e conurbação.**

<b>Período</b>	<b>Para</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Intensidade de perda de m (%)</b>	<b>Intensidade de perda uniforme (%)</b>	<b>Intensidade de ganho de n (%)</b>	<b>Intensidade de ganho uniforme (%)</b>
2015-2019	PAS	2,2896	0,7771	0,2422	1,7950	0,7354
2015-2019	FPL	0,0369	3,1734	0,2422	0,0289	0,0032
2015-2019	WAT	0,0198	0,4599	0,2422	0,0155	0,0036
2010-2015	PAS	2,7747	0,7240	0,2705	1,6951	0,5206
2010-2015	FPL	0,1215	9,4077	0,2705	0,0742	0,0119
2010-2015	WAT	0,0171	0,2821	0,2705	0,0104	0,0074
2005-2010	PAS	2,5677	0,5503	0,2142	1,5975	0,7292
2005-2010	ONV	0,0198	0,2659	0,2142	0,0123	0,0498
2005-2010	FPL	0,0144	4,3243	0,2142	0,0090	0,0031
2000-2005	PAS	1,9395	0,3588	0,1673	1,4328	1,8301
2000-2005	ONV	0,0324	0,3059	0,1673	0,0239	0,0848
2000-2005	WAT	0,0108	0,2168	0,1673	0,0080	0,0081

Período	Para	Área (km <sup>2</sup> )	Intensidade de perda de m (%)	Intensidade de perda uniforme (%)	Intensidade de ganho de n (%)	Intensidade de ganho uniforme (%)
2000-2005	FPL	0,009	4,7619	0,1673	0,0066	0,0006
1995-2000	PAS	4,7421	0,8146	0,3512	3,2509	2,6782
1995-2000	FPL	0,054	18,4615	0,3512	0,0370	0,0034
1990-1995	PAS	3,4911	0,6544	0,3136	2,6274	1,9768
1990-1995	WAT	0,0351	0,9049	0,3136	0,0264	0,0069
1985-1990	PAS	10,9485	1,8897	0,7864	6,1232	2,1003
1985-1990	FPL	0,0018	6,6667	0,7864	0,0010	0,0001

Nota: *m*: Intensidade de perda de FFL. *n*: intensidade de ganho de classe para qual *m* perdeu. FFL – Formação Florestal; FPL – Floresta Plantada; PAS – Pastagem; ONV – Outras Áreas Não Vegetadas; WAT – Água. Fonte: Autoria própria.

Tabela 8 - Transição das classes de uso e cobertura da terra na cidade de Maringá e conurbação.

Período	Para	Área (km <sup>2</sup> )	Intensidade de perda de m (%)	Intensidade de perda uniforme (%)	Intensidade de ganho de n (%)	Intensidade de ganho uniforme (%)
2015-2019	PAS	0,3348	0,3267	0,0581	1,0808	0,5177
2015-2019	FPL	0,0225	3,4341	0,0581	0,0726	0,0084
2015-2019	WAT	0,0009	0,1852	0,0581	0,0029	0,0007
2010-2015	PAS	0,8190	0,6013	0,1238	2,1351	0,3935
2010-2015	FPL	0,0783	8,0930	0,1238	0,2041	0,0094
2005-2010	PAS	1,0413	0,6303	0,1451	2,7307	0,4870
2000-2005	PAS	0,8757	0,4239	0,1334	2,4093	1,2572
2000-2005	FPL	0,0099	2,3404	0,1334	0,0272	0,0012
2000-2005	WAT	0,0027	0,4317	0,1334	0,0074	0,0012
1995-2000	PAS	1,0710	0,4887	0,1332	3,0119	2,1232
1995-2000	ONV	0,0135	0,1559	0,1332	0,0380	0,1508
1995-2000	FPL	0,0099	2,2917	0,1332	0,0278	0,0031
1990-1995	PAS	0,8082	0,4373	0,1348	2,4640	2,0083

Período	Para	Área (km <sup>2</sup> )	Intensidade de perda de m (%)	Intensidade de perda uniforme (%)	Intensidade de ganho de n (%)	Intensidade de ganho uniforme (%)
1990-1995	FPL	0,0108	2,7273	0,1348	0,0329	0,0012
1985-1990	PAS	2,2950	1,5525	0,3078	5,1756	0,6292
1985-1990	FPL	0,0099	2,4444	0,3078	0,0223	0,0011
1985-1990	WAT	0,0027	0,4348	0,3078	0,0061	0,0052

Nota: *m*: Intensidade de perda de FFL. *n*: intensidade de ganho de classe para qual *m* perdeu. FFL – Formação Florestal; FPL – Floresta Plantada; PAS – Pastagem; ONV – Outras Áreas Não Vegetadas; WAT – Água. Fonte: Autoria própria.

Em LAC, entre 1985 e 1990, FFL perdeu para FPL e PAS, com intensidade de 6,67% e 1,89%, somando uma área de 0,0018 km<sup>2</sup> e 10,95 km<sup>2</sup>, respectivamente. Em retorno, FPL e PAS obtiveram uma intensidade de ganho de 0,001% e 6,12%, respectivamente. Em MAC, FFL perdeu para FPL, PAS e WAT, a uma intensidade de 2,44%, 1,55% e 0,43%, perdendo uma área de 0,010 km<sup>2</sup>, 2,30 km<sup>2</sup> e 0,003 km<sup>2</sup>, respectivamente. Nesses períodos, FPL obteve uma intensidade de ganho de FFL de 0,02%, PAS obteve 5,18% e WAT uma intensidade de 0,006%.

No intervalo de 1990 a 1995, LAC apresentou perda de FFL para PAS e WAT. A intensidade de perda de FFL para PAS foi de 6,67% e 1,89% para WAT, somando uma área de 3,49 km<sup>2</sup> e 0,035 km<sup>2</sup>, respectivamente. Em relação aos ganhos neste período, PAS e WAT obtiveram ganhos de 2,63% e 0,03% de intensidade de FFL, respectivamente. Em MAC, FFL perdeu para FPL e PAS, sendo 0,01 km<sup>2</sup> para FPL a uma intensidade de 2,72%, e 0,81 km<sup>2</sup> para PAS, em uma intensidade de 0,44%. Em retorno, FPL e PAS obtiveram intensidade de ganho de FFL de 0,03% e 2,46%, respectivamente.

Entre 1995 e 2000, em LAC, FFL perdeu para FPL e PAS, com intensidade de 18,46% e 0,81%, somando uma área de 0,054 km<sup>2</sup> e 4,74 km<sup>2</sup>, respectivamente. Em retorno, FPL obteve ganhos a uma intensidade de 0,04% e PAS a uma intensidade de 3,25%. Em MAC, FFL perdeu para FPL, PAS e ONV, porém, ONV não ganhou de FFL a uma intensidade superior à taxa de intensidade uniforme. A perda para FPL e PAS foi de 0,010 km<sup>2</sup> e 1,071 km<sup>2</sup>, a uma intensidade de 2,29% e 0,49%, respectivamente, enquanto, em retorno, FPL obteve ganhos de FFL a uma intensidade de 0,03% e PAS de 3,01%.

Para LAC, no período de 2000 e 2005, FFL perdeu para FPL, PAS, ONV e WAT, onde apenas FPL obteve ganhos com intensidade superior à taxa de intensidade uniforme. A intensidade de perda de FFL para FPL foi de 4,76%, somando uma área de 0,009 km<sup>2</sup> e a intensidade de ganho de FPL foi de 0,007%. Para MAC, FFL perdeu para FPL, PAS e WAT, com valores de 0,010 km<sup>2</sup>, 0,88 km<sup>2</sup> e 0,002 km<sup>2</sup>, a uma intensidade de 2,34%, 0,42% e 0,43%, respectivamente. O ganho de FPL sobre FFL foi a uma intensidade de 0,03%, PAS de 2,41%, e WAT de 0,007%.

Em LAC, entre 2005 e 2010, a classe FFL perdeu para FPL, PAS e ONV, onde apenas ONV não obteve ganhos com intensidade superior à taxa de intensidade uniforme. FFL perdeu 0,0144 km<sup>2</sup> de área para FPL, a uma intensidade de 4,32%, e em retorno FPL obteve uma intensidade de ganho de FFL de 0,009%, e FFL perdeu para PAS 2,57 km<sup>2</sup>, a uma intensidade de 0,55%, e em retorno PAS ganhou de FFL a uma intensidade de 1,60%. Em MAC, FFL somente foi alvo de PAS, perdendo área de 1,04 km<sup>2</sup> em uma intensidade de 0,63%. Em retorno, PAS obteve uma intensidade de ganho de FFL de 2,73%.

Nos anos de 2010 a 2015, em LAC, FFL perdeu para FPL, PAS e WAT, com intensidade de 9,41%, 0,72% e 0,28%, somando uma área de 9,41 km<sup>2</sup>, 0,72 km<sup>2</sup> e 0,02 km<sup>2</sup>, respectivamente, onde em retorno, estas classes obtiveram intensidade de ganhos de FFL de 0,07% para FPL, 1,70% para PAS e 0,01% para WAT. Na área de Maringá, FFL perdeu para FPL e PAS a uma intensidade de 8,09% e 0,60%, resultando na perda de área de 0,08 km<sup>2</sup> e 0,82km<sup>2</sup>, respectivamente. Em retorno, FPL obteve uma intensidade de ganho de FFL de 0,20% e PAS de 2,14%.

Entre 2015 e 2019, LAC apresentou perdas de FFL para FPL, PAS e WAT com intensidade de 3,17%, 0,78% e 0,46%, respectivamente, somando uma área de 0,04 km<sup>2</sup>, 2,29 km<sup>2</sup> e 0,02 km<sup>2</sup>. Em retorno, a intensidade de ganho de FPL, PAS e WAT de FFL foi de 0,03%, 1,80% e 0,01%, respectivamente. Em MAC, FFL perdeu para FPL, PAS e WAT, cedendo 0,02 km<sup>2</sup>, 0,33 km<sup>2</sup> e 0,0009 km<sup>2</sup> de sua área, a uma intensidade de 3,43%, 0,33% e 0,19%, respectivamente. Em retorno, FPL obteve ganhos de FFL de 0,07% de intensidade, enquanto PAS obteve 1,08% e WAT 0,003%.

Para LAC, as classes que tiveram FFL como alvo foram FPL, PAS, ONV e WAT, sendo PAS estacionária, isto é, em todos os intervalos da série, teve FFL como alvo, enquanto FPL, WAT e ONV tiveram FFL como alvo em 6, 4 e 2 intervalos, respectivamente. Para MAC,



tiveram FFL como alvo as classes FPL, PAS, ONV e WAT, sendo PAS estacionária, e FPL, WAT e ONV tiveram FFL como alvo em 6, 3 e 1 intervalo, respectivamente.

As três maiores perdas em área que obtiveram FFL como alvo em LAC foram de PAS, no período de 1985 a 2000, com área de 10,95 km<sup>2</sup> para 1985 a 2000, 4,74 km<sup>2</sup> para 1995 a 2000 e 3,49 km<sup>2</sup> para 1990 a 1995, com intensidade de perda de 1,89%, 0,81% e 0,65%, e em retorno, PAS tem visado ganho de área proveniente de FFL, a uma intensidade de 6,12%, 3,25% e 2,62%, respectivamente. Todas as perdas acima de 1 km<sup>2</sup> de FFL foram para PAS durante toda a série.

Ainda em LAC, embora em termos de área a maior perda de FFL foi para PAS, a maior intensidade de perda de FFL foi para FPL, sendo a mais intensa em 1995 a 2000, com 18,46% de intensidade de mudança, equivalente a uma área de 0,054 km<sup>2</sup>, seguida por 9,41% de intensidade de perda em 2010 a 2015 e 6,67% em 1985 a 1990, com áreas equivalentes a 0,1215 km<sup>2</sup> e 0,0018 km<sup>2</sup>, respectivamente. Já FPL obteve uma intensidade de ganho proveniente de FFL de 0,074%, 0,037% e 0,001% para os anos de 2010 a 2015, 1995 a 2000 e 1985 a 1990, respectivamente.

Em MAC, FFL perdeu área para outras classes acima da taxa de intensidade uniforme em 17 momentos, sendo as três maiores perdas em termos de área para PAS com 2,30 km<sup>2</sup> em 1985 a 1990, 1,07% em 1995 a 2000 e 1,04 km<sup>2</sup> em 2005 a 2010. O restante das perdas foram abaixo de 1 km<sup>2</sup>. Em retorno, a intensidade de ganho de PAS por FFL foi de 5,18% para 1985 a 1990, 3,01% de 1995 a 2000 e 2,73% de 2005 a 2010. As três maiores intensidades de perda de FFL ocorreram para FPL, a uma intensidade de 8,09% em 2010 a 2015, seguido por 3,43% em 2015 a 2019, e 2,73% em 1990 a 1995, equivalente a uma área de 0,08 km<sup>2</sup>, 0,02 km<sup>2</sup> e 0,01 km<sup>2</sup>, respectivamente. Em retorno, FPL teve FFL como alvo e obteve uma intensidade de ganho de FFL de 0,20% em 2010 a 2015, 0,07% em 2015 a 2019 e 0,20% em 2010 a 2015.

## 7 DISCUSSÃO

As intensidades de mudança a nível de intervalo variaram de lenta a rápida durante toda a série, porém, a partir de 2010, ambas as cidades-alvo apresentaram uma desaceleração na intensidade de mudança, passando a ter intensidades lentas, embora essa desaceleração não seja contínua. LAC apresentou intensidade rápida em dois anos a mais que MAC, e dos 34 anos da série, em 21 anos a intensidade geral de mudança de LAC foi superior à de MAC, possuindo portanto, uma maior taxa de intensidade de mudança uniforme que MAC. Ambas as cidades-alvo apresentaram a maior intensidade de mudança geral entre 2000 e 2001, embora a de MAC seja superior à de LAC. Já a intensidade de mudança mais lenta ocorreu entre 1985 e 1986 em LAC e entre 2018 e 2019 em MAC, sendo a mais lenta para MAC.

Em LAC, PAS apresentou os maiores ganhos de área, mas também apresentou as maiores perdas. Em MAC os maiores ganhos foram de INF enquanto a principal perda de área foi de AGR. Em termos de intensidade, para ambas as cidades-alvo, as mais altas estão relacionadas a classe ONV e FPL, tanto de ganho quanto de perda. A classe FFL perdeu área principalmente para PAS, onde essa perda foi consistentemente ativa, ou seja, FFL foi alvo de PAS em todos os intervalos da série, e a transição sistemática para MAC ocorreu em todos os intervalos, e em LAC apenas no intervalo de 2000 a 2005 não ocorreu. Todavia, as maiores intensidades de perda de FFL foram para FPL, devido à baixa proporção de FPL no território. LAC e MAC apresentaram a maior intensidade de perda de FFL em 1985 a 1990, cujo intensidade em LAC foi superior a MAC, todavia, no geral, a intensidade média de perda em MAC foi superior à de LAC, onde a intensidade foi ativa em um intervalo a mais que em LAC. A intensidade de perda de FFL para INF em LAC foi superior à de MAC, embora INF tenha evitado consistentemente ganhar de FFL em ambas as cidades-alvo.

Para ambas as cidades-alvo, dentre as sete classes de uso e cobertura da terra, as principais mudanças constatadas foram de INF, PAS e AGR, onde destas, apenas INF obteve ganho líquido. Essas classes representam as maiores áreas do território em toda a série. Após essas classes, a FFL é a classe de maior área. LAC apresentou uma perda líquida de FFL mais significativa que MAC, isto é, após ambas as cidades-alvo perderem aproximadamente 1/4 de sua cobertura florestal no primeiro intervalo da série (1985 a 1990), nos intervalos seguintes, MAC apresentou crescimentos de FFL, enquanto LAC obteve uma instabilidade na conservação destas áreas, variando entre perdas e ganhos líquidos de FFL. Embora ambas as

cidades-alvo não tenham recuperado ao fim de 2019 a proporção existente de FFL em 1985, MAC foi a cidade que, historicamente, conservou mais áreas de florestas. As classes restantes não chegaram a 1% do território durante toda a série. Entretanto, em termos de transição de cobertura florestal para a infraestrutura urbana, MAC consumiu mais áreas de florestas para a expansão urbana ao longo da série que LAC.

As intensidades de mudança constatadas no período analisado estão possivelmente relacionadas a fatores como o crescimento populacional, a economia e as políticas públicas. Por exemplo, no geral, as mudanças foram em sua maior parte aceleradas, e conforme os censos realizados pelo IBGE (2010) de 1980, 1991, 2000 e 2010, e estimativas para 2020, a maior taxa de crescimento para ambas as cidades-alvo estão entre 1980 e 1991 (30,26% pra LAC e 49,66% para MAC), e para os intervalos seguintes, o crescimento populacional reduz mas ainda ocorre o crescimento populacional a uma taxa considerável, que apresenta um crescimento superior a no mínimo 12% para LAC e a 19% para MAC. O crescimento populacional pode ter sido influenciado pelas oportunidades que uma cidade polo como Londrina e Maringá podem proporcionar aos trabalhadores ou até mesmo estudantes. De acordo com o IBGE (2016), Londrina e Maringá estão posicionadas como arranjos populacionais de integração alta e média alta com os municípios do seu entorno, onde arranjos populacionais com mais de cem mil habitantes possuem a urbanização como principal indutor da integração dos municípios, em resposta a expansão de uma ou mais cidades, formando o processo de conurbação, onde os menores valores de terreno estão na periferia, atraindo compradores e transformado as cidades conurbadas em cidades dormitório (MACHADO; MENDES, 2003).

Além disso, a década de 90 concentrou a maior quantidade de anos com mudanças rápidas em ambas as cidades-alvo, possivelmente porque nesta década a economia do Paraná obteve um ritmo de crescimento acelerado devido a modernização e diversificação de processos produtivos (HERSEN et al., 2010; FIRKOWSKI; MOURA, 2001). Entre 1999 e 2001, foram constatadas as mais altas intensidades de mudança, provavelmente impulsionadas pelo fato de Londrina e Maringá serem instituídas como cidades metrópoles através da Lei Complementar nº 81 – junho de 1998 (PARANÁ, 1998a) e Lei Complementar nº 83 – julho de 1998 (PARANÁ, 1998b), respectivamente, além da criação de legislações sobre o uso e ocupação do solo na zona urbana e expansão, através da Lei nº 7485/98 (LONDRINA, 1998) e da Lei Complementar nº 331/99 (MARINGÁ, 1999).

Entre 2010 e 2019, houve a concentração de mudanças lentas, e pode ser resultado de uma crise financeira que se originou em 2008, que surgiu pelo excesso de endividamento, tanto do governo como empresas e famílias, e afetou a economia real em vários países, inclusive as exportações brasileiras e paranaenses, pela redução da demanda mundial e aumento de medidas protecionistas no comércio internacional em países afetados pela crise (DE PINTOR, 2016; MOREIRA; SOARES, 2010. SINGER,2009). Após a eclosão da crise, houve uma grande redução no PIB em praticamente todo o mundo, todavia, foram estabelecidas políticas fiscais e monetárias expansionistas, e políticas industriais de incentivo a setores específicos como automobilístico e de construção civil, que reduziu impactos da retração de investimentos e de consumo diante do aumento do desemprego, das incertezas e excesso de endividamento de outros setores (DE PINTOR, 2016; CARDIM DE CARVALHO, 2011). No Paraná, as exportações tiveram uma redução total de 26,3%, sendo 11,68% causada pela crise financeira e o restante, pode ser explicado pela imposição de barreiras tarifárias e não tarifárias como forma de proteção aos efeitos adversos da crise de setores (DE PINTOR, 2016).

No geral, as mudanças de uso da terra em ambas as cidades-alvo estão relacionadas com o rápido processo de urbanização, que ocorreu principalmente sobre áreas de agropecuária. Outros estudos em outras áreas também encontraram que uma das principais mudanças de uso da terra foi de áreas agrícolas para áreas construídas, como Nyamekye et al. (2020), Tang et al. (2020), Sun et al. (2020), Bhat et al. (2017) e Feng et al. (2020), na cidade de Juaben – Gana, Bacia do rio Jiulong - China, Delta do Rio das Pérolas – China, Dehrardun – Índia e China, respectivamente.

Apesar da expansão urbana ser uma potencial fonte de receitas para os governos locais, é preocupante pelos seus grandes impactos, tanto ao ambiente quanto a sociedade, com o aumento do custo de prestação de serviços públicos, tanto pela construção de rodovias, como coleta de lixo, entre outros (HORTAS-RICO; SOLEÉ-OLLÉ, 2010). As florestas e terras agrícolas, que são comumente afetadas pela expansão urbana, são as principais fornecedoras de serviços ecossistêmicos, portanto, as perdas desses tipos de áreas são a principal causa da redução desses serviços (YAN et al., 2018). O planejamento do uso do solo urbano subestima o potencial da agricultura urbana como uma solução multifuncional baseada na natureza (ARTMANN; SARTISON, 2018), que fornece vários serviços ecossistêmicos e neutraliza um amplo conjunto de outros desafios urbanos além do fornecimento de alimentos (LANGEMEYER et al., 2021).

Entretanto, apesar de na maior parte do mundo o crescimento urbano ocorrer sobre terras agrícolas (TIAN; GE; LI, 2017), no município de Al Ain, segunda maior cidade do Emirado de Abu Dhabi, em uma série de 1984 a 2014, às terras agrícolas foram dominantes, e um intenso processo de expansão agrícola ocorreu principalmente entre 1990 e 2000, e isso se deve ao objetivo de alcançar a autossuficiência agrícola (SHARAF; SERRA; SAURI, 2018). Na China, a partir de 2000, foram estabelecidas políticas rigorosas de proteção de terras agrícolas, após perceber a questão da autossuficiência alimentar causada pelo crescente aumento da população e perda de terras agrícolas devido à expansão urbana (LONG, 2014). No norte global, os avanços científicos sobre os serviços ecossistêmicos estão cada vez mais influenciando o planejamento urbano e periurbano, que também pode influenciar avaliações futuras no uso da terra para agricultura urbana (LANGEMEYER et al., 2021).

Yang et al. (2020), na região do Delta do Rio das Pérolas, sul da China, analisaram a evolução da transição rural-urbana sob três pontos de vista: Crescimento regional, desenvolvimento de mercado e controles governamentais. Do crescimento regional, essa transição é um processo contínuo, e a taxa de evolução espacial e direção são afetadas pelo desenvolvimento da região, que em regiões heterogêneas, tendem a se expandir sobre locais com terreno plano, maior acessibilidade ao tráfego e de recursos abundantes. Quanto à força motriz do mercado, se deve aos investimentos de empresas, como por exemplo, transportadoras, que facilitam o transporte de matéria-prima de produtos, promovendo um rápido desenvolvimento. Já o controle governamental mudou a estrutura espacial da cidade, influenciando na direção e foco do desenvolvimento pelo planejamento, construção de infraestrutura principal e políticas relacionadas, onde o baixo custo de parques industriais e de capital foram usados para o desenvolvimento urbano, levando a problemas ambientais ecológicos. Tendo em vista os problemas ambientais ecológicos causados pela rápida transformação do espaço rural para urbano, o governo elaborou planos de desenvolvimento urbano que visem a proteção ambiental, introduzindo conceitos de cidade de baixo carbono, cidade inovadora e eco-cidade.

Apesar de geralmente a expansão urbana ocorrer sobre áreas planas, para Bhat et al. (2017), embora a Índia seja um dos países menos urbanizados do mundo, ela está enfrentando uma grave crise de crescimento urbano, sendo que além das áreas planas, as áreas montanhosas, como o Himalaia, um dos ecossistemas mais frágeis da terra, estão apresentando processos de urbanização, além de evidenciar esses processos em unidades de conservação na área urbana de Dehradun, localizada na encosta do Himalaia, e isso acaba impactando os ecossistemas

circundantes, recursos naturais, estrutura e padrão da área urbana, e portanto, a qualidade de vida. O autor salienta que é necessário uma política racional de planejamento urbano para diminuir os efeitos adversos da urbanização e aumentar a sustentabilidade.

Em relação a cobertura florestal, em ambas as cidades-alvo, a maior parte de sua área foi desmatada para se tornar pastagem. De maneira geral, constatou-se que não houve grandes esforços para a proteção e recuperação da cobertura florestal, podendo favorecer a pressão sobre estes ambientes, tanto pela falta de conservação, promovendo a fragmentação florestal e de *habitat*, afetando a biodiversidade, tanto como, devido ao aumento populacional, a baixa disponibilidade de área verde *per capita*, causando a lotação nos poucos espaços verdes existentes (BHAT et al., 2017; MILLER, 2012; BOULTON; DEDEKORKUT-HOWES; BYRNE, 2018). Todavia, os elementos da infraestrutura verde em pequena escala, não foram considerados neste estudo, como telhados verdes, árvores, jardins, entre outros, que podem representar 40% da cobertura vegetal total em uma cidade (WELLMANN et al., 2020; HAASE; JÄNICKE, WELLMANN, 2019). Para Miller (2012), os ecossistemas das florestas fragmentadas da cidade de Atlanta, Estados Unidos, provavelmente sofrerão impactos ecológicos significativos pelo processo de expansão contínua que se desenvolve ao redor da cidade, e pode prenunciar as tendências de fragmentação florestal de outras áreas urbanas em expansão. Mesmo que os fragmentos florestais possam resistir aos danos imediatos da fragmentação, a paisagem fragmentada terá sua integridade comprometida, prejudicando a diversidade genética das espécies nos fragmentos, e redução da sua capacidade de resistir a patógenos, suportar mudanças ambientais e produzir descendentes saudáveis, afetando sua viabilidade como habitats autossustentáveis para plantas e animais.

Yan et al. (2018) defendem que para um desenvolvimento urbano mais sustentável, é necessário haver um equilíbrio entre a expansão urbana e o ambiente ecológico. Sendo assim, cenários que consistem em uma alta quantidade de construção de infraestruturas, com grande desenvolvimento econômico e alto crescimento populacional, devem ser proibidos para evitar a destruição ambiental, sendo o cenário mais indicado um que proporcione o desenvolvimento econômico moderado e baixo crescimento populacional. É interessante que ocorra uma integração de gestão dos sistemas alimentares junto ao planejamento do desenvolvimento urbano para garantir a segurança alimentar e promover a sustentabilidade (LIU, 2020), com uma política de proteção destas terras visando o equilíbrio entre perda e ganho para outros usos (SUN et al., 2020).

Além disso, estar ao ar livre é uma das atividades de lazer mais importantes para melhorar o bem-estar humano e é um dos mais populares em estudo realizado em cinco cidades europeias (KLEINSCHROTH; KOWARIK, 2020). Após a Organização Mundial da Saúde (2020) declarar a COVID-19 como uma pandemia, o bem-estar da população foi afetado em diferentes dimensões (LEHBERGER; SPARKE, 2021). Atividades de recreação ao ar livre e contato com a natureza tem sido recomendada para mitigar impactos psicológicos negativos proporcionados pela COVID-19 (VENTER et al., 2021; BROOKS et al., 2020, KLEINSCHR; OTH KOWARIK, 2020, SOGA et al., 2021). Para Venter et al. (2021), as atividades em áreas verdes urbanas têm aumentado após o início da pandemia, sendo as formações florestais um dos ambientes preferidos pelos recreacionistas. Sendo assim, atividades recreativas em áreas verdes urbanas, bem como a infraestrutura urbana que as suportem (ciclovias e trilhas), são importantes para a qualidade de vida da população, além de contribuir para a sensibilização ambiental da população sobre a importância destes ambientes e da biodiversidade que comportam.

Tendo em vista que os serviços ecossistêmicos estão fortemente ameaçados nas regiões urbanas, o planejamento espacial pode contribuir para a preservação desses serviços. Projetos de conurbação são uma abordagem inovadora para um planejamento abrangente, onde essa política intensifica a cooperação intermunicipal e apoia projetos conjuntos para solucionar problemas comuns com incentivo financeiro, coordenando e organizando o desenvolvimento de toda a região urbana (TOBIAS, 2013). Recomenda-se começar com o planejamento do desenvolvimento, analisando os espaços abertos, abrangendo sua localização e extensão, e sua importância para vistas estéticas e recreação próxima (serviços culturais), habitat natural (serviços de apoio) e regulação da temperatura (serviços de regulação). Além disso, a conectividade desses espaços abertos são importantes para o cumprimento das funções supracitadas, e dentre as medidas a serem tomadas, devem ser preservados os cinturões verdes entre os diferentes assentamentos, melhorando os arredores de água abertas como habitats seminaturais e áreas de recreação, e a criação de parques públicos em locais onde a conectividade é interrompida. Essas medidas são fundamentais para que os projetos de conurbação garantam os serviços ecossistêmicos nas cidades-alvo (ARE, 2009; TOBIAS, 2013).

Para DAS & DAS (2019), como a principal causa da degradação da paisagem ecológica é o crescimento urbano não planejado e desordenado, os autores orientam que o governo local deve implementar políticas como: planejamento ecológico espacial integrado; gestão da

vegetação urbana; conservação de áreas úmidas e corpos d'água; plano de gestão sustentável das águas subterrâneas.

- O planejamento ecológico espacial integrado de vários tipos de uso e cobertura da terra, desenvolvimento de infraestrutura verde urbana e melhoria na governança ecológica local, para facilitar o uso racional dos recursos naturais como terra, vegetação e corpos d'água, de forma sustentada no longo prazo;
- Gestão da vegetação urbana, onde o desenvolvimento e gestão adequada potencializará os serviços ecossistêmicos pelos seus mecanismos de resfriamento natural, aumentando a evapotranspiração, além de sumidouro de CO<sub>2</sub>, recarga de águas subterrâneas e conservação do solo;
- Conservação de áreas úmidas e corpos d'água, pois a paisagem aquática urbana desempenha um papel crucial na evaporação, onde as áreas úmidas e corpos d'água absorvem calor e a temperatura do ar ambiente tende a diminuir, mitigando efeito da ilha de calor urbana durante o dia, sustentando o clima urbano e mantendo o fluxo dos serviços ecossistêmicos;
- Plano de gestão sustentável de águas subterrâneas: Deve ser feito cautelosamente tendo em vista as características físicas e socioeconômicas da paisagem de estudo.

Dentre as cidades-alvo deste estudo, apenas Maringá possui o PMMA, portanto, recomenda-se que as cidades de Londrina, Cambé, Ibiporã, Marialva, Sarandi e Paiçandu busquem elaborar o PMMA, mas que também procurem realizar planos intermunicipais entre as conurbações, incluindo a proteção de terras agrícolas e da cobertura florestal, para garantir a segurança alimentar e os serviços ecossistêmicos nas cidades-alvo, além de contribuir para conservação e recuperação da Mata Atlântica, podendo ser beneficiados com recursos do Fundo de Restauração do Bioma Mata Atlântica os projetos que envolvam conservação de remanescentes de vegetação nativa, pesquisa científica ou áreas a serem restauradas, além da possibilidade de receber o ICMS ecológico para os casos de proteção dos bens ambientais.



## 8 CONCLUSÕES

Foram verificadas, para sete classes de uso e cobertura da terra, a dinâmica e intensidade das mudanças na conurbação de Londrina e Maringá, aplicando a análise de intensidade em uma série histórica de 34 anos. Espera-se que esse estudo possa contribuir aos administradores públicos na tomada de decisões que visem o desenvolvimento urbano sustentável.

No geral, as mudanças tiveram um ritmo acelerado no período analisado, e a intensidade das mudanças em Londrina foi superior à de Maringá. As principais mudanças foram das classes Agricultura, Infraestrutura Urbana e Pastagem, que representam as maiores áreas durante toda a série, para ambas as cidades-alvo. A perda da classe Formação Florestal foi principalmente para Pastagem, embora as maiores intensidades de perda tenham sido para Floresta Plantada. Historicamente, a cidade de Maringá e conurbação conservou mais áreas de florestas que a cidade de Londrina e conurbação, em termos de formação florestal por km<sup>2</sup>.

Recomenda-se o planejamento espacial integrado das cidades-alvo, com políticas de proteção de terras agrícolas e áreas florestais, para promover a segurança alimentar e conservação da biodiversidade, além dos serviços ecossistêmicos proporcionados por estas classes. Iniciativas que incluam a população na conservação de áreas verdes e recuperação de áreas degradadas podem fortalecer a valorização destes espaços e sensibilizar as pessoas quanto a importância que estes ambientes proporcionam para a qualidade ambiental e de vida.

## REFERÊNCIAS

ALDWAIK, S. Z.; PONTIUS JR, R. G. Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition. **Landscape and Urban Planning**, v. 106, n. 1, p. 103-114, 2012. Acesso em: 29 out. 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204612000618?via%3Dihub>>

ALHARBI, W.; PETROVSKII, S. Effect of complex landscape geometry on the invasive species spread: Invasion with stepping stones. **Journal of theoretical biology**, v. 464, p. 85-97, 2019. Acesso em: 10 abr. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022519318306143>>

ANGELO, C.; RITTLI, C. Análise das Emissões Brasileiras de Gases de Efeito Estufa e Suas Implicações Para as Metas do Brasil. **Observatório do Clima, Brasil**. 2019. Acesso em: 30 mar. 2021. Disponível em: <[https://www.oc.eco.br/wp-content/uploads/2019/11/OC\\_SEEG\\_Relatorio\\_2019pdf.pdf](https://www.oc.eco.br/wp-content/uploads/2019/11/OC_SEEG_Relatorio_2019pdf.pdf)>

APFELBECK, B., SNEP, R. P., HAUCK, T. E., FERGUSON, J., HOLY, M., JAKOBY, C., ... & WEISSER, W. W. (2020). Designing wildlife-inclusive cities that support human-animal co-existence. **Landscape and Urban Planning**, 200, 103817. Acesso em: 30 set. 2020. Disponível em <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169204619308035>>

ARE. Bundesamt für Raumentwicklung, (editor). 2009. Konzept zur Siedlungsentwicklung nach innen. Arbeitshilfe zur Erarbeitung der Agglomerationsprogramme Verkehr und Siedlung. Bern (CH): 31 p. Acesso em: 25 jul. 202. Disponível em: <<http://www.are.admin.ch/themen/agglomeration/00695/index.html?lang=de>>

ARTMANN, M.; SARTISON, K.. The role of urban agriculture as a nature-based solution: A review for developing a systemic assessment framework. **Sustainability**, v. 10, n. 6, p. 1937, 2018. Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2071-1050/10/6/1937>>

ATLASBRASIL. Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil. Perfil dos municípios. 2020. Acesso em: 06 out. 2020. Disponível em: <<http://www.atlasbrasil.org.br/perfil>>

BAUM, K. A. HAYNES, K. J., DILLEMUTH, F. P., & CRONIN, J. T. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2671-2676, 2004. Acesso em: 10 a br. 2021. Disponível em: <<https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/04-0500>>

BHAT, P. A., UL SHAFIQ, M., MIR, A. A., & AHMED, P. Urban sprawl and its impact on landuse/land cover dynamics of Dehradun City, India. **International Journal of Sustainable Built Environment**, v. 6, n. 2, p. 513-521, 2017. Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212609016302199>>

BOULTON, C.; DEDEKORKUT-HOWES, A.; BYRNE, J.. Factors shaping urban greenspace provision: A systematic review of the literature. **Landscape and urban planning**, v. 178, p. 82-101, 2018. Acesso em: 29 out. 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204618304341>>

BRASIL. Lei Nº 11.428, De 22 De Dezembro De 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Acesso em: 26 out. 2020. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2004-2006/2006/lei/111428.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/111428.htm)>

BROOKS, S. K., WEBSTER, R. K., SMITH, L. E., WOODLAND, L., WESSELY, S., GREENBERG, N., & RUBIN, G. J. The psychological impact of quarantine and how to reduce it: rapid review of the evidence. **The lancet**, v. 395, n. 10227, p. 912-920, 2020. Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0140673620304608>>

CARDIM DE CARVALHO, F. J. A crise econômica internacional em 2010: uma avaliação a meio do caminho. *Revista de Economia Política*, v. 31, n. 2, p. 320-322, 2011.

CERVELLI, E. W.; LUNDHOLM, J. T.; DU, X. Spontaneous urban vegetation and habitat heterogeneity in Xi'an, China. **Landscape and urban planning**, v. 120, p. 25-33, 2013. Acesso em: 10 abr. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204613001527>>

CHARÃO, F. G. (2011). ICMS ecológico: análise do ICMS ecológico no estado do Paraná. Acesso em: 30 set. 2020. Disponível em <<http://revistaea.org/artigo.php?idartigo=1159>>

CMNP – Companhia Melhoramentos Norte do Paraná. História. Acesso em: 29 out. 2020. Disponível em: <<http://www.cmnp.com.br/melhoramentos/historia/>>

COLLINGE, S. K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. **Landscape and urban planning**, v. 36, n. 1, p. 59-77, 1996. Acesso em: 22 set. 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204696003416>>

CONSULTING AMBIENTAL. Observatório dos municípios que estão em processo PMMA. 2019. Acesso em: 26 out. 2020. Disponível em <<http://pmma.etc.br/observatorio/>>

CORTINOVIS, C.; GENELETTI, D. Ecosystem services in urban plans: What is there, and what is still needed for better decisions. **Land use policy**, v. 70, p. 298-312, 2018. Acesso em: 10 abr. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837717302661>>

DAS, M.; DAS, A. Dynamics of Urbanization and its impact on Urban Ecosystem Services (UESs): A study of a medium size town of West Bengal, Eastern India. **Journal of Urban Management**, v. 8, n. 3, p. 420-434, 2019. Acesso em: 31 mar. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2226585618302188?via%3Dihub>>

DE ANDRADE, C. R. M; DE SOUZA CORDOVIL, F. C. A cidade de Maringá, PR. O plano inicial e as “requalificações urbanas”. **Scripta Nova. Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales**, v. 12, 2008. Acesso em: 30 set. 2020. Disponível em: <<http://www.ub.edu/geocrit/-xcol/55.htm>>

DE PINTOR, G. M. Z.; SCHNEIDER, M. B.; PORTO, P. C. S.. O impacto da crise financeira de 2008-2009 sobre as exportações paranaenses: Uma aplicação do modelo gravitacional. **Orbis Latina**, v. 6, n. 1, 2016. Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: <<https://revistas.unila.edu.br/orbis/article/view/499>>

DEL PRIORE, M., & VENÂNCIO, R. P. (2010). Uma breve história do Brasil. São Paulo: Editora **Planeta do Brasil Ltda**. Página 151. Acesso em: 26 out. 2020. Disponível em: <<https://www.portalconservador.com/livros/Renato-Venancio-Uma-Breve-Historia-do-Brasil.pdf>>

DEPIETRI, Yaella; WELLE, Torsten; RENAUD, Fabrice G. Social vulnerability assessment of the Cologne urban area (Germany) to heat waves: Links to ecosystem services. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, v. 6, p. 98-117, 2013. . Acesso em: 10 abr. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212420913000502>>

EXAVIER, R.; ZEILHOFER, P. 2020. OpenLand: Quantitative Analysis and Visualization of LUCC. Acesso em: 29 out. 2020. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=OpenLand> >

FENG, Y., LEI, Z., TONG, X., GAO, C., CHEN, S., WANG, J., & WANG, S. Spatially-explicit modeling and intensity analysis of China's land use change 2000–2050. **Journal of environmental management**, v. 263, p. 110407, 2020. Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030147972030342X>>

FIRKOWSKI, O. C. F.; MOURA, R. Regiões metropolitanas e metrópoles: reflexões acerca das espacialidades e institucionalidades no Sul do Brasil. In: RA'EGA. O espaço geográfico em análise. Curitiba: Departamento de Geografia/UFPR, v. 5, nº 5, p. 27-46, 2001 Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: < <https://revistas.ufpr.br/raega/article/view/18314>>

FONSECA, G. A. B. The vanishing brazilian atlantic forest. **Biological conservation**, v. 34, n. 1, p. 17-34, 1985. Acesso em: 31 mar. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0006320785900552>>

FULLER, R. A.; GASTON, K. J. The scaling of green space coverage in European cities. **Biology letters**, v. 5, n. 3, p. 352-355, 2009. Acesso em: 22 set. 2020. Disponível em: < <https://royalsocietypublishing.org/doi/full/10.1098/rsbl.2009.0010>>

FURBERG, D.; BAN, Y.; MÖRTBERG, U. Monitoring Urban Green Infrastructure Changes and Impact on Habitat Connectivity Using High-Resolution Satellite Data. **Remote Sensing**, v. 12, n. 18, p. 3072, 2020. Acesso em: 29 out. 2020. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/12/18/3072/htm#B1-remotesensing-12-03072>>

GAO, Z., SONG, K., PAN, Y., MALKINSON, D., ZHANG, X., JIA, B., ... & CIERAAD, E. Drivers of spontaneous plant richness patterns in urban green space within a biodiversity hotspot. **Urban Forestry & Urban Greening**, p. 127098, 2021. Acesso em: 10 abr. 2021. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1618866721001230>>

GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; BARTON, D. N. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. **Ecological economics**, v. 86, p. 235-245, 2013. Acesso em: 22 set. 2020. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092180091200362X>>

HAASE, D.; JÄNICKE, C.; WELLMANN, T.. Front and back yard green analysis with subpixel vegetation fractions from earth observation data in a city. **Landscape and urban planning**, v. 182, p. 44-54, 2019. Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169204618311393>>

HERSEN, A., DE LIMA, J. F., DOS SANTOS, A., & LIMA, C.. As fontes do crescimento econômico das cidades médias do Estado do Paraná. **Revista HEERA**, p. 66-85, 2010.

Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: <  
<https://periodicos.ufjf.br/index.php/heera/article/view/26358>>

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2004. Informações Ambientais – Biomas do Brasil. Acesso em: 26 out. 2020. Disponível em:  
 <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/vegetacao/15842-biomas.html?=&t=downloads>>

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2010. Censo demográfico. Comparação de série histórica de 1970-2010 dos municípios de Maringá e Londrina. Acesso em: 26 out. 2020. Disponível em:  
 <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/maringa/pesquisa/23/27652?detalhes=true&tipo=ranking&indicador=28913&localidade1=411370>>

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2015. Malha territorial do Brasil. Acesso em: 29 out. 2020. Disponível em:  
 <[https://geoftp.ibge.gov.br/organizacao\\_do\\_territorio/malhas\\_territoriais/malhas\\_municipais/municipio\\_2015/Brasil/BR/](https://geoftp.ibge.gov.br/organizacao_do_territorio/malhas_territoriais/malhas_municipais/municipio_2015/Brasil/BR/)>

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2017. Estimativas da população do país em relação a população mundial. Acesso em: 26 out. 2020. Disponível em:  
 <[https://atlasescolar.ibge.gov.br/images/atlas/mapas\\_mundo/mundo\\_populacao\\_total.pdf](https://atlasescolar.ibge.gov.br/images/atlas/mapas_mundo/mundo_populacao_total.pdf)>

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2019. Panorama das Cidades. Acesso em: 29 out. 2020. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Arranjos Populacionais e Concentrações Urbanas do Brasil. 2ª Edição. 2016. Acesso em: 14 jul. 2021. Disponível em:  
 <[https://www.ibge.gov.br/apps/arranjos\\_populacionais/2015/pdf/publicacao.pdf](https://www.ibge.gov.br/apps/arranjos_populacionais/2015/pdf/publicacao.pdf)>

IBGEa – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2007. População residente. Série histórica de 1872-2010. Acesso em: 26 out. 2020. Disponível em:  
 <<https://serieestatisticas.ibge.gov.br/series.aspx?vcodigo=CD90&t=populacao-presente-residente>>

IBGEb – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2007. Taxa de urbanização do Brasil. Série histórica de 1940-2010. Acesso em: 26 out. 2020. Disponível em: <<https://serieestatisticas.ibge.gov.br/series.aspx?vcodigo=POP122&t=taxa-urbanizacao>>

IBGEc – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2007. Densidade demográfica do Paraná. Série histórica de 1872-2010. Acesso em: 26 out. 2020. Disponível em: <<https://serieestatisticas.ibge.gov.br/series.aspx?vcodigo=POP117&t=densidade-demografica#P1>>

IEA. International Energy Agency. Energy Technology Perspectives 2016: Towards sustainable urban energy systems. Paris. 2016. Acesso em: 06 out. 2020. Disponível em: <<https://webstore.iea.org/download/summary/292?fileName=English-ETP-2016-ES.pdf>>

IGNAZZI, C. A. (2015). The Brazilian Urban System: the trajectories of Brazilian cities between general dynamics and specific peculiarities. **Cybergeo: European Journal of Geography**. Acesso em: 30 set. 2020. Disponível em: <<https://journals.openedition.org/cybergeo/27349>>

IPARDES. Cadernos Estatísticos Municipais. 2021. Acesso em: 29 mar. 2021. Disponível em: <<http://www.ipardes.pr.gov.br/Pagina/Cadernos-municipais>>.

ITCG Instituto de Terras, Cartografia e Geociências. Mapa de Formações Fitogeográficas – Estado do Paraná. 2009. Acesso em: 06 out. 2020. Disponível em: <[http://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos\\_restritos/files/documento/2020-07/mapa\\_fitogeografico\\_a3.pdf](http://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-07/mapa_fitogeografico_a3.pdf)>

JONGMAN, R. Ecological networks are an issue for all of us. **Journal of Landscape Ecology**, v. 1, n. 1, p. 7-13, 2008. Acesso em: 22 set. 2020. Disponível em: <<https://content.sciendo.com/view/journals/jlecol/1/1/article-p7.xml>>

KANNIAH, K. D. Quantifying green cover change for sustainable urban planning: A case of Kuala Lumpur, Malaysia. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 27, p. 287-304, 2017. Acesso em: 10 abr. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S161886671730331X>>

KLEINSCHROTH, F.; KOWARIK, I. COVID-19 crisis demonstrates the urgent need for urban greenspaces. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 18, n. 6, p. 318, 2020. Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC7436739/>>

LANGEMEYER, J., MADRID-LOPEZ, C., BELTRAN, A. M., & MENDEZ, G. V. Urban agriculture—A necessary pathway towards urban resilience and global sustainability?.

**Landscape and Urban Planning**, v. 210, p. 104055, 2021. Acesso em: 25 jul. 2021.  
Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204621000189>>

LEHBERGER, M.; KLEIH, A.K.; SPARKE, K.. Self-reported well-being and the importance of green spaces—A comparison of garden owners and non-garden owners in times of COVID-19. **Landscape and Urban Planning**, v. 212, p. 104108, 2021. Acesso em: 25 jul. 2021.  
Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169204621000712>>

LEMBI, R. C., CRONEMBERGER, C., PICHARILLO, C., KOFFLER, S., SENA, P. H., FELAPPI, J. F., ... & MANSUR, A. V. (2020). Urban expansion in the Atlantic Forest: applying the Nature Futures Framework to develop a conceptual model and future scenarios. **Biota Neotropica**, 20. Acesso em: 30 set. 2020. Disponível em < [https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1676-06032020000500203&lang=pt](https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032020000500203&lang=pt)>

LI, F., LIU, X., HU, D., WANG, R., YANG, W., LI, D., & ZHAO, D. Measurement indicators and an evaluation approach for assessing urban sustainable development: A case study for China's Jining City. **Landscape and urban planning**, v. 90, n. 3-4, p. 134-142, 2009. Acesso em: 22 set. 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204608001849>>

LI, X., WANG, M., LIU, X., CHEN, Z., WEI, X., & CHE, W. (2018). Mcr-modified ca-markov model for the simulation of urban expansion. **Sustainability**, 10(9), 3116. Acesso em: 27 out. 2020. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2071-1050/10/9/3116/htm>>

LIU, X., HUANG, Y., XU, X., LI, X., LI, X., CIAIS, P., ... & ZENG, Z. High-spatiotemporal-resolution mapping of global urban change from 1985 to 2015. **Nature Sustainability**, v. 3, n. 7, p. 564-570, 2020. Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: < <https://www.nature.com/articles/s41893-020-0521-x>>

LONDRINA. Lei número 7485 de 20 de julho de 1998. Dispõe sobre o uso e ocupação do solo na zona urbana e de expansão urbana de Londrina, e dá outras providências. Acesso em: 05 ago. 2021. Disponível em: < <https://leismunicipais.com.br/a/pr/l/londrina/lei-ordinaria/1998/748/7485/lei-ordinaria-n-7485-1998-dispoe-sobre-o-uso-e-a-ocupacao-do-solo-na-zona-urbana-e-de-expansao-urbana-de-londrina-e-da-outras-providencias>>



LONG, H.. Land use policy in China: Introduction. 2014. Acesso em: 25 jul. 2021.  
Disponível em: <  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0264837714000568>>

LONSDORF, E. V., NOOTENBOOM, C., JANKE, B., & HORGAN, B. P. Assessing urban ecosystem services provided by green infrastructure: Golf courses in the Minneapolis-St. Paul metro area. **Landscape and Urban Planning**, v. 208, p. 104022, 2021. Acesso em: 10 abr. 2021. Disponível em: <  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204620315061>>

MACHADO, J. R.; MÉNDES, C. M. O processo de verticalização do centro de Maringá-PR, Brasil. **Investigaciones geográficas**, n. 52, p. 53-71, 2003. Acesso em: 25 jul. 2021.  
Disponível em: < [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-46112003000300004](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112003000300004)>

MARINGÁ. Lei Complementar número 331/99. Dispõe sobre o uso e ocupação do solo no município de Maringá e dá outras providências. Acesso em: 05 ago. 2021. Disponível em: <  
<https://livrozilla.com/doc/1742979/lei-complementar-n.-331-99---uso-e-ocupa%C3%A7%C3%A3o-do-solo>>

MILLER, M. D. The impacts of Atlanta's urban sprawl on forest cover and fragmentation. **Applied Geography**, v. 34, p. 171-179, 2012. Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: <  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0143622811002335>>

MITTERMEIER, R. A., TURNER, W. R., LARSEN, F. W., BROOKS, T. M., & GASCON, C. . Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: **Biodiversity hotspots**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2011. p. 3-22. Acesso em: 12 abr. 2021. Disponível em: <  
[https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-20992-5\\_1](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-20992-5_1)>

MOREIRA, T. B. S.; SOARES, F. A. R. A crise financeira internacional e as políticas anticíclicas no Brasil. 2010.

MOURA, R. Paraná: meio século de urbanização. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 8, 2004. Acesso em: 30 set. 2020. Disponível em <  
<https://revistas.ufpr.br/raega/article/viewFile/3381/2710>>

NYAMEKYE C., KWOFIE, S., GHANSAH, B., AGYAPONG, E., & BOAMAH, L. A. Assessing urban growth in Ghana using machine learning and intensity analysis: A case study of the New Juaben Municipality. **Land Use Policy**, v. 99, p. 105057, 2020. Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0264837720309583>>

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). Director-General's opening remarks at the media briefing on COVID-19 – 11 March 2020. Acesso em: 14 jul. 2021. Disponível em: < <https://www.who.int/director-general/speeches/detail/who-director-general-s-opening-remarks-at-the-media-briefing-on-covid-19---11-march-2020>>

PARANÁa. Lei Complementar nº 81 de 17 de junho de 1998. Institui a região metropolitana de Londrina, constituída pelos municípios que especifica. Acesso em: 05 ago. 2021. Disponível em: < <https://leisestaduais.com.br/pr/lei-complementar-n-81-1998-parana-institui-a-regiao-metropolitana-de-londrina-constituída-pelos-municipios-que-especifica>>

PARANÁb. Lei Complementar nº 83 de 17 de julho de 1998. Institui a região metropolitana de Maringá, constituída pelos municípios que especifica. Acesso em: 05 ago. 2021. Disponível em: < <https://leisestaduais.com.br/pr/lei-complementar-n-83-1998-parana-institui-a-regiao-metropolitana-de-maringa-constituída-pelos-municipios-que-especifica>>

PREFEITURA DE LONDRINA. História do Município de Londrina. Acesso em: 06 out. 2020. Disponível em: <<http://www.londrina.pr.gov.br/index.php/historia-cidade>>

PREFEITURA DE MARINGÁ. História do Município de Maringá. Acesso em: 06 out. 2020. Disponível em: <<http://www2.maringa.pr.gov.br/turismo/?cod=nossa-cidade/2>>

PROJETO MAPBIOMAS – Código Das Classes Das Legendas e Paleta de Cores Utilizadas na Coleção 5 do MapBiomas. 2020. Acesso em: 29 mar. 2021. Disponível em: <://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/downloads/C%C3%B3digos\_das\_classes\_da\_legenda\_e\_paleta\_de\_cores.pdf>

PROJETO MAPBIOMAS – Coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso do Solo no Brasil. Acesso em: 01 out. 2020. Disponível em: < [https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama\\_set\\_language=pt-BR](https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR)>

QU, Y.; LU, Y.J.. Risk factors analysis for logistics information integration based on the improved AHP-DEMATEL method. In: **2015 International Conference on Machine Learning and Cybernetics (ICMLC)**. IEEE, 2015. p. 648-653. Acesso em: 31 mar. 2021. Disponível em: <<https://ieeexplore.ieee.org/abstract/document/7340631/>>

REID, W. V.; MOONEY, H. A. The Millennium Ecosystem Assessment: testing the limits of interdisciplinary and multi-scale science. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 19, p. 40-46, 2016. Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1877343515300038>>

REZENDE, C. L., SCARANO, F. R., ASSAD, E. D., JOLY, C. A., METZGER, J. P., STRASSBURG, B. B. N., ... & MITTERMEIER, R. A. (2018). From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, 16(4), 208-214. Acesso em: 30 set. 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2530064418301317#bib0180>>

RIBEIRO, M. C., METZGER, J. P., MARTENSEN, A. C., PONZONI, F. J., & HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009. Acesso em: 12 abr. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320709000974?via%3Dihub>>

ROY, S.; BYRNE, J.; PICKERING, C. A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 11, n. 4, p. 351-363, 2012. Acesso em: 30 set. 2020. Disponível em <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1618866712000829>>

SAURA, S.; BODIN, Ö.; FORTIN, M. J.. EDITOR'S CHOICE: Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 1, p. 171-182, 2014. Último acesso> 10 abr. 2021. Disponível em: <<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.12179>>

SELMİ, W., WEBER, C., RIVIÈRE, E., BLOND, N., MEHDI, L., & NOWAK, D. Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 17, p. 192-201, 2016. Acesso em: 10 abr. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1618866716301571>>

SETO, K. C.; RAMANKUTTY, N. Hidden linkages between urbanization and food systems. **Science**, v. 352, n. 6288, p. 943-945, 2016. Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: <<https://science.sciencemag.org/content/352/6288/943.abstract>>

SHARAF, S. A.; SERRA, P.; SAURÍ, D. A district and sector land-use and landscape analysis of urban sprawl in Al Ain municipality (United Arab Emirates): just a quick conversion from sand to a built-up environment?. **Applied Geography**, v. 95, p. 88-100, 2018. Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0143622817310974>>

SOSMA. Fundação SOS Mata Atlântica – Planos Municipais da Mata Atlântica. 2019. Acesso em: 06 out. 2020. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/politicas/planos-municipais-de-mata-atlantica/>>

SOUZA, C. M., Z SHIMBO, J., ROSA, M. R., PARENTE, L. L., A ALENCAR, A., RUDORFF, B. F., ... & DE OLIVEIRA, S. W. (2020). Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, 12(17), 2735. Acesso em: 05 out. 2020. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/12/17/2735/htm#B11-remotesensing-12-02735>>

STEENBERG, J. W.N; DUINKER, P. N.; NITOSLAWSKI, S. A. Ecosystem-based management revisited: Updating the concepts for urban forests. **Landscape and urban planning**, v. 186, p. 24-35, 2019. Acesso em: 31 mar. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204619302026>>

SUN, X., YU, C., WANG, J., & WANG, M.. The intensity analysis of production living ecological land in Shandong province, china. **Sustainability**, v. 12, n. 20, p. 8326, 2020. Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2071-1050/12/20/8326>>

SUZUKI, J. H. Considerações sobre o urbanismo de Londrina e suas relações com o modelo da Cidade-Jardim. **Terra e Cultura, Londrina, ano XVIII**, n. 35, p. 25-39, 2002. Acesso em: 30 set. 2020. Disponível em <<https://www.yumpu.com/pt/document/read/12892585/consideracoes-sobre-o-urbanismo-de-londrina-e-suas-unifil>>

TANG, J., LI, Y., CUI, S., XU, L., DING, S., & NIE, W. Linking land-use change, landscape patterns, and ecosystem services in a coastal watershed of southeastern China. **Global Ecology and Conservation**, v. 23, p. e01177, 2020. Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989420307186>>

TIAN, L.; GE, B.; LI, Y. Impacts of state-led and bottom-up urbanization on land use change in the peri-urban areas of Shanghai: Planned growth or uncontrolled sprawl?. **Cities**, v. 60, p. 476-486, 2017. Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0264275116300026>>

TOBIAS, S. Preserving ecosystem services in urban regions: challenges for planning and best practice examples from Switzerland. **Integrated environmental assessment and management**, v. 9, n. 2, p. 243-251, 2013. Acesso em: 10 abr. 2021. Disponível em: <<https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ieam.1392>>

TOMADON, L. D. S., DETTKE, G. A., CAXAMBU, M. G., FERREIRA, I. J. M., & COUTO, E. V. D. Significance of forest fragments for conservation of endangered vascular plant species in southern Brazil hotspots. **Écoscience**, v. 26, n. 3, p. 221-235, 2019. Acesso em: 12 abr. 2021. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/11956860.2019.1598644>>

TUPIASSU, L.; FADEL, L. P. S. L.; GROS-DÉSORMEAUX, J.R. ICMS Ecológico e desmatamento nos municípios prioritários do estado do Pará. **Revista Direito GV**, v. 15, n. 3, 2019. Acesso em: 29 out. 2020. Disponível em: <[https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1808-24322019000300202&lang=pt](https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1808-24322019000300202&lang=pt)>

TZOULAS, K., KORPELA, K., VENN, S., YLI-PELKONEN, V., KAŻMIERCZAK, A., NIEMELA, J., & JAMES, P. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. **Landscape and urban planning**, v. 81, n. 3, p. 167-178, 2007. Acesso em: 22 set. 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204607000503>>

VENTER, Z. S., BARTON, D. N., GUNDERSEN, V., FIGARI, H., & NOWELL, M. S. Back to nature: Norwegians sustain increased recreational use of urban green space months after the COVID-19 outbreak. **Landscape and Urban Planning**, v. 214, p. 104175, 2021. Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204621001389>>

WELLMANN, T., SCHUG, F., HAASE, D., PFLUGMACHER, D., & VAN DER LINDEN, S. Green growth? On the relation between population density, land use and vegetation cover fractions in a city using a 30-years Landsat time series. **Landscape and Urban Planning**, v. 202, p. 103857, 2020. Acesso em: 22 set. 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204619313325>>

WOLCH, J. R., BYRNE, J., & NEWELL, J. P. (2014). Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities 'just green enough'. **Landscape and urban planning**, 125, 234-244. Acesso em: 30 set. 2020. Disponível em <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204614000310>>

YANG, R., ZHANG, J., XU, Q., & LUO, X. Urban-rural spatial transformation process and influences from the perspective of land use: A case study of the Pearl River Delta Region. **Habitat International**, v. 104, p. 102234, 2020. Acesso em: 25 jul. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0197397520302046>>

YU, X., DONG, Z., ZHOU, D., SANG, X., CHANG, C. T., & HUANG, X.. Integration of tradable green certificates trading and carbon emissions trading: How will Chinese power industry do?. **Journal of Cleaner Production**, v. 279, p. 123485, 2021. Acesso em: 10 abr. 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652620335307>>