



WANDA KAROLINA DA SILVA

**HABITATS ANTROPOGÊNICOS DIRECIONAM TRAÇOS
FUNCIONAIS E HERBIVORIA NA FLORA URBANA
ESPONTÂNEA NEOTROPICAL**

LAVRAS-MG

2023

WANDA KAROLINA DA SILVA

**HABITATS ANTROPOGÊNICOS DIRECIONAM TRAÇOS FUNCIONAIS E
HERBIVORIA NA FLORA URBANA ESPONTÂNEA NEOTROPICAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens fragmentadas e Agrossistemas, para obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Rafael Dudeque Zenni
Orientador

LAVRAS-MG

2023

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Siva, Wanda Karolina da.

Habitats antropogênicos direcionam traços funcionais e
herbivoria na flora urbana espontânea neotropical / Wanda Karolina
da Siva. - 2023.

50 p. : il.

Orientador(a): Rafael Dudeque Zenni.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de
Lavras, 2023.

Bibliografia.

1. Habitats antropogênicos. 2. Traços funcionais. 3. Intensidade
de urbanização. I. Zenni, Rafael Dudeque. II. Título.

WANDA KAROLINA DA SILVA

**HABITATS ANTROPOGÊNICOS DIRECIONAM TRAÇOS FUNCIONAIS E
HERBIVORIA NA FLORA URBANA ESPONTÂNEA NEOTROPICAL**

**ANTHROPOGENIC HABITATS DRIVE FUNCTIONAL TRAITS AND HERBIVORY
IN NEOTROPICAL SPONTANEOUS URBAN FLORA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens fragmentadas e Agrossistemas, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 18 de janeiro de 2023.

Dr^a. Renata Dias Françoso Brandão, UFLA

Dr. Fabricio Alvim Carvalho, UFJF

Prof. Dr. Rafael Dudeque Zenni
Orientador(a)

**LAVRAS-MG
2023**

AGRADECIMENTOS

A oportunidade de realizar um mestrado na universidade pública, em meio a diversas limitações de corte de verbas e desvalorização da educação, nas conjunturas atuais do país, é um grande privilégio que serei eternamente grata. Principalmente, por iniciar essa jornada de maneira remota e encarar desafios que me trouxeram inseguranças, mas também, importantes superações. São às pessoas que estiveram comigo nesse período que devo esta conquista e minha gratidão por todo o apoio.

Agradeço à toda minha família, em especial meus pais Denise e Angelo, minha irmã Amanda e minha tia Patrícia, por sempre acreditarem nos meus objetivos e me incentivarem todos os dias. Ao meu companheiro João Paulo, por me acolher com carinho na vida e em todas as fases de desenvolvimento desta pesquisa, sendo o melhor ajudante de coletas e triagem de dados que pude ter. Aos meus amigos de Itajubá e Lavras, com destaque para minha amiga Gabriella, que foi minha luz e companhia diária na Ecologia. À professora Mariana Mansanares, amiga e orientadora de estágio, que me auxiliou na identificação das plantas deste estudo. Ao meu orientador, Rafael D. Zenni, e meus colegas de laboratório, principalmente Ana Carolina, Gustavo, Jonathan e Karla que estiveram sempre disponíveis para me ajudar nas dificuldades e compartilhar conhecimentos e aprendizados. Aos amigos e colegas que de alguma forma me ajudaram na curadoria dos dados em Itajubá: Ana Esther, Brenner, Daniely e Tânia. E finalmente, agradeço à Universidade Federal de Lavras - UFLA pela oportunidade e estrutura, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada pelo ambiente de formação e à Fundação de Amparo À Pesquisa de Minas Gerais - FAPEMIG pelo apoio financeiro.

RESUMO

A urbanização está entre os principais fatores das mudanças globais da atualidade. Os filtros ambientais urbanos afetam diretamente a vegetação presente nas cidades. No entanto, os fatores estruturais que impulsionam a seleção de características de plantas, a alteração nas interações planta-inseto e favorecem espécies não-nativas nas cidades ainda são pouco conhecidos em regiões neotropicais. Desse modo, no presente trabalho investigamos como a intensidade de urbanização e os habitats antropogênicos afetam riqueza, cobertura vegetal, composição de espécies, traços funcionais e danos foliares em plantas nativas e não-nativas que se estabelecem espontaneamente na cidade. Amostramos paisagens classificadas em três classes de intensidades de urbanização, definidas pela porcentagem de área cinza (construída e pavimentada): baixa (25-45%), moderada (50-70%) e alta (>75%), em dois habitats (calçada e lote vago) no perímetro urbano do município de Itajubá/MG. Estimamos a riqueza e cobertura vegetal da comunidade, além de características funcionais: altura, área foliar específica (SLA), forma de vida e síndrome de dispersão e danos foliares (herbivoria, patógenos e pisoteio) em cada espécie por unidade amostral. Dados de riqueza, cobertura, traços funcionais e danos foliares (variáveis dependentes) foram analisados em modelos lineares generalizados (GLM), tendo a porcentagem de área cinza e o tipo de habitat como variáveis independentes. A similaridade entre as composições de espécies foi comparada com escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS). Na cidade, coletamos 88 espécies vegetais, sendo 38 nativas e 50 não-nativas, nossos resultados apresentaram grande ocorrência de espécies não-nativas (64,6%) e demonstraram que o tipo de habitat tem maior influência na comunidade de plantas do que a intensidade de urbanização. A riqueza de espécies diminuiu com o aumento da área cinza, a cobertura vegetal foi maior em lotes vagos em comparação com calçadas e a composição de espécies de calçadas e lotes foram significativamente distintas. Entre os traços funcionais, a altura da comunidade foi maior em lotes, a SLA aumentou com a porcentagem de área cinza, a forma de vida terófito foi mais presente em calçadas e geófito, caméfito e hemicriptófito em lotes e a síndrome de dispersão autocórica ocorreu com maior frequência em calçadas e zoocórica em lotes. A proporção de herbivoria também foi maior em lotes. Poucos traços variaram ao longo das classes de urbanização e lotes vagos contiveram maior variação de traços da comunidade evidenciando a importância desse habitat ruderal para a biodiversidade urbana.

PALAVRAS-CHAVE: Danos foliares. Ecologia Urbana. Habitats antropogênicos. Intensidade de urbanização. Traços funcionais.

ABSTRACT

Urbanization is among the main drivers of global change today. Urban environmental filters directly affect the vegetation present in cities. However, the structural factors that drive the selection of plant traits, the change in plant-insect interactions and favor non-native species in cities are still poorly understood, particularly in neotropical regions. Thus, in the present work we investigated how the intensity of urbanization and anthropogenic habitats affected species richness, cover, composition, functional traits and foliar damage in native and non-native plants that establish spontaneously in cities. We sampled landscapes classified into three classes of urbanization intensity, defined by the percentage of gray area (construction and pavement): low (25-45%), moderate (50-70%) and high urbanization (>75%); for two habitats (sidewalk and vacant lot), in the urban perimeter of Itajubá, Minas Gerais. The functional traits measured were height, specific leaf area (SLA), life form, dispersal syndrome and leaf damage (herbivory, pathogens and trampling). Richness, coverage, functional attributes, and leaf damage data (dependent variables) were analyzed using generalized linear models (GLM), with percentage of gray area and habitat type as independent variables. The species compositions were compared with non-metric multidimensional scaling (NMDS). In the city, we collected 88 plant species, 38 natives and 50 non-natives, showing a high occurrence of non-native species (64.6%). The type of habitat had a greater influence on the plant community than the urbanization intensity. Species richness decreased with increasing gray area, vegetation cover was higher in vacant lots compared with sidewalks, and species compositions were significantly different between sidewalks and lots. For the functional traits, community height was higher in lots, SLA increased with the percentage of gray area, therophyte life form was more present in sidewalks, whereas geophyte, chamaephyte and hemicryptophyte in lots. Autochoric dispersion syndromes occurred with higher frequency on sidewalks and zoochorous on lots. The percentage of herbivory was also higher in lots. Few traits varied along the urbanization classes and vacant lots encompassed a greater variation of community traits, evidencing the importance of this ruderal habitat for urban biodiversity.

KEYWORDS: Anthropogenic habitats. Functional traits. Intensity of urbanization. Leaf damage. Urban Ecology.

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	8
1 INTRODUÇÃO GERAL	8
2 REFERÊNCIAS	13
SEGUNDA PARTE: Artigo para submissão na revista <i>Journal of Ecology</i>	17
3 Introdução	18
4 Materiais e métodos	20
4.1 Área de estudo	20
4.2 Classificação da paisagem em intensidade de urbanização e habitats urbanos	20
4.3 Características funcionais	22
4.4 Danos foliares	22
4.5 Amostragem da vegetação	23
4.6 Análises dos dados	23
5 Resultados	24
5.1 Riqueza e cobertura	26
5.2 Composição de espécies	27
5.3 Características funcionais	28
5.3.1 Forma de vida	28
5.3.2 Síndrome de dispersão de sementes	29
5.3.3 Altura	30
5.3.4 Área foliar específica (SLA)	31
5.4 Danos foliares	32
6 Discussão	33
7 Agradecimentos	38
8 Referências	38
ANEXO 1	45
ANEXO 2	46
ANEXO 3	50

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO GERAL

O Antropoceno tem evidenciado a urbanização como fator que está mudando a forma de compreensão da ecologia pela ciência (LORTIE et al., 2004; SALOMON CALVIN e KULL, 2017). A ecologia urbana estuda fatores da paisagem, naturais e sociais muito variáveis e heterogêneos, que conduzem a evolução das espécies e os processos do ecossistema (GRIMM et al., 2008; JOHNSON e MUNSHI-SOUTH, 2017). No contexto atual em que as vidas humanas estão se tornando cada vez mais urbanas, os diferentes usos do solo, o aumento de construções e adensamentos populacionais ganham mais força (KUHMAN et al., 2010; LIN e FULLER, 2013; NOCK et al., 2013). De forma que a transformação antrópica do ambiente urbano, juntamente com as mudanças climáticas, impulsiona a formação de mosaicos de habitats, microclimas e poluição do solo, do ar e da água, que atuam como filtros para as comunidades bióticas locais (LORTIE et al., 2004; GRIMM et al., 2008).

A flora é afetada pela flutuação de fatores abióticos, como por exemplo estresse hídrico, variações de temperatura e impermeabilidade do solo, e fatores bióticos como a fragmentação florestal e a polinização, ao longo do gradiente ambiental rural-urbano (JOHNSON et al., 2015). Em locais com maior intensidade de urbanização, a composição de espécies pode apresentar mais plantas generalistas em decorrência da extinção local de espécies nativas especializadas ao meio natural, demonstrando empobrecimento da flora (MCKINNEY, 2006). Além disso, na cidade, as espécies de plantas tendem a apresentar características funcionais mais uniformes, destacando traços que respondem à perturbação causada pela urbanização (MILANOVIĆ et al., 2021; WILLIAMS et al., 2015). Por exemplo, plantas com folhas de maior área específica, modos de dispersão pelo vento ou gravidade, e forma de vida de ciclo curto, costumam ser mais notados na flora da cidade (ALMEIDA, 2022; HU et al., 2021). No entanto, o ambiente urbano também pode contar com grande riqueza de espécies de plantas em relação às áreas rurais e naturais (NOCK et al., 2013; IVES et al., 2016). O pool de espécies nas cidades pode ser motivado pela grande diversidade de habitats modificados verdes, pavimentados ou naturais, e pela introdução de espécies não-nativas do local (GRIMM et al., 2008).

A paisagem urbana é capaz de abrigar grande biodiversidade entre seus diversos habitats (ZHAO et al., 2010; ARONSON et al., 2014), que podem ser ambientes verdes

convencionais, como parques, praças, e fragmentos florestais; ou os considerados informais, como os terrenos baldios, bases de árvores urbanas e locais pavimentados como paredes e calçadas (OMAR et al., 2018; BONTHOUX et al., 2019). A flora de habitats construídos e pavimentados nas cidades designam uma comunidade pouco valorizada pela população com valor ecológico geralmente ignorado (OMAR et al., 2018; BONTHOUX et al., 2019). Estes diferentes habitats contam com elevada diversidade de plantas espontâneas urbanas, ou seja, espécies vegetais não cultivadas que surgem espontaneamente nas cidades, promovendo novas comunidades geralmente exclusivas de ecossistemas urbanos (TREDICI, 2010; BONTHOUX et al., 2019; HU et al., 2021). Plantas herbáceas, gramíneas e pequenos arbustos espontâneos, determinam serviços ecossistêmicos relevantes para o ambiente urbano, ainda que de forma transitória, como por exemplo o suporte para polinização, controle da temperatura local e o sequestro de carbono atmosférico (ROBINSON e LUNDHOLM, 2012). Mesmo com evidente importância ecológica, a flora espontânea urbana é geralmente composta por grupos funcionais mais ruderais com comunidade homogênea, englobando plantas cosmopolitas, nativas de sucessão inicial e plantas não-nativas introduzidas, que se estabelecem em ambientes perturbados (TREDICI, 2010).

A grande presença de plantas não-nativas na vegetação espontânea determina um preocupante problema para a flora urbana. A maior quantidade em espécie e abundância de não-nativas pode significar invasões biológicas, que ameaçam a biodiversidade e provocam mudanças em escalas locais e globais (IPBES, 2019). A invasão por espécies não-nativas causa impactos para a biota nativa, provocando competição por recursos e diminuição de riqueza, e para o bem-estar humano, alterando serviços ecossistêmicos locais (PYŠEK et al., 2012). A introdução intencional ou acidental de plantas não-nativas nos centros urbanos faz com que a riqueza de espécies dessas plantas aumente ao longo do gradiente rural-urbano (HERINGER et al., 2022; ARONSON et al., 2015; KÜHN et al., 2017). Atributos antropogênicos ligados ao ambiente urbano, tais como portos, estradas, jardins e parques, determinam novas vias de dispersão de plantas não-nativas (ASTH, et al., 2021; PADAYACHEE et al., 2017). De modo que regiões onde a urbanização é mais intensa e com históricos de usos do solo mais intensivos, a vegetação não-nativa é mais diversa e abundante quando comparada às áreas rurais ou naturais (por exemplo: ARONSON et al., 2015; CADOTTE et al., 2017; KÜHN et al., 2017). As interferências ambientais e humanas presentes nas cidades são fatores relevantes para o estabelecimento de plantas não-nativas invasoras, ou com potencial para invasão, no entanto essa dinâmica ainda precisa ser melhor estudada nos ambientes urbanos (GAERTNER et al., 2017).

A urbanização também altera interações da flora com seus inimigos naturais. Diferentes grupos de insetos herbívoros respondem de formas distintas aos fatores bióticos e abióticos urbanos, que podem aumentar ou reduzir drasticamente sua abundância na vegetação da cidade (RAUPP et al., 2010). Hipóteses sobre efeitos tróficos de baixo pra cima (quando a planta afeta a herbivoria) e efeitos de cima pra baixo (quando predadores de herbívoros afetam a herbivoria) se contrapõe para explicar a interação planta-herbívoro entre os fatores da urbanização (RAUPP et al., 2010; MILES et al., 2019). Por exemplo, o estresse do ambiente urbano pode diminuir o investimento em defesas pela planta tornando mais suscetível para danos de herbívoros, enquanto a menor cobertura por vegetação pode tornar herbívoros mais expostos à predação e conseqüentemente promover menor danos às plantas (MOREIRA et al., 2019; KOZLOV et al., 2017). As respostas no ambiente urbano ainda são inconsistentes para compreensão da interação inseto-planta, principalmente em regiões tropicais, onde poucos estudos quantificam evidências da interação em gradientes urbanos (MILES et al., 2019).

As perspectivas atuais de expansão urbana e mudanças climáticas ainda trazem dúvidas sobre como os elementos presentes na paisagem, e sua capacidade de promover habitats e diferentes vias de dispersão, promovem a seleção de plantas nativas e não-nativas em ecossistemas urbanizados (JOHNSON e MUNSHI-SOUTH, 2017). A flora urbana precisa ser melhor investigada nos trópicos, em biomas considerados hotspots de biodiversidade (ARONSON et al., 2014), principalmente em cidades com menores densidades populacionais, como é a maior parte (67,7%) dos municípios brasileiros (IBGE, 2021). Tendo esta motivação, neste trabalho avaliamos como a intensidade de urbanização e os habitats da paisagem urbana (lotes vagos e calçadas) direcionam riqueza, cobertura vegetal, composição de espécies, traços funcionais (altura, forma de vida, síndrome de dispersão de semente e área foliar específica) e danos foliares (herbivoria, patógenos e pisoteio) na comunidade de plantas nativas e não-nativas que se estabelecem espontaneamente na cidade.

Observamos, de modo geral, menor riqueza de espécies com o aumento da intensidade de urbanização, cobertura vegetal maior em habitat de calçada e a composição de espécies significativamente distinta entre habitats de lotes e calçadas. Os traços funcionais foram mais vinculados a um tipo de habitat, sendo a altura de plantas maior em lotes, a forma de vida terófito mais presente em habitat de calçadas, e geófito, caméfito e hemicriptófito em lotes; e a síndrome de dispersão autocórica foi mais frequente em calçadas e zoocórica em lotes. O traço de área foliar específica aumentou em classes de maior intensidade de urbanização. Os danos foliares por herbivoria na assembleia de plantas foi maior em lotes. Os habitats de lotes

abrangeram maior variação de traços funcionais e interação com herbívoros, demonstrando potencial importância para conservação da flora urbana neotropical.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, J. W. **Diminuição das estruturas dispersivas em áreas urbanas: Efeito da urbanização sobre traços funcionais de dispersão de plantas espontâneas.** 2022. 36 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras, Lavras. 2022.
- ARONSON, M. et al. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 281, n. 1780, ISSB: 20133330. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>. Acesso em: 13 set. 2021.
- ARONSON, M., et al. Urbanization promotes non-native woody species and diverse plant assemblages in the New York metropolitan region. **Urban Ecosystem**, nº 18, p. 31–45. 2015. Disponível em: <https://doi-org.ez26.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11252-014-0382-z>. Acesso em: 13 set. 2021.
- ASTH, M.; RODRIGUES, R.; ZENNI, R. Canals as invasion pathways in tropical dry forest and the need for monitoring and management. **Journal Of Applied Ecology**, v. 58, n. 9, p. 2004–2014. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13950>. Acesso em: 13 set. 2022.
- BONTHOUX, S. et al. How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. **Landscape and Urban Planning**, v. 132, p. 79-88, ISSN: 0169-2046. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.010>. Acesso em: 20 out. 2021.
- BONTHOUX, S. et al. More than weeds: Spontaneous vegetation in streets as a neglected element of urban biodiversity. **Landscape and Urban Planning**, v. 185, p. 163-172, ISSN: 0169-2046. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.02.009>. Acesso em: 20 out. 2021.
- CADOTTE, M. W. et al. Are urban systems beneficial, detrimental, or indifferent for biological invasion? **Biological Invasions**, v. 19, p. 3489–3503. 2017. Disponível em: <https://doi-org.ez26.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10530-017-1586-y>. Acesso em: 20 out. 2021.
- GAERTNER, M., et al. Non-native species in urban environments: patterns, processes, impacts and challenges. **Biological Invasions**, v. 19, p. 3461–3469. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1598-7>. Acesso em: 20 out. 2021.
- GRIMM, N. et al. Global Change and the Ecology of Cities. **Science**, v. 319, n. 756. 2008. Disponível em: [DOI: 10.1126/science.1150195](https://doi.org/10.1126/science.1150195). Acesso em: 11 nov. 2021.
- HERINGER, G., et al. Urbanization affects the richness of invasive alien trees but has limited influence on species composition. **Urban Ecosystems**, v. 25, n. 3, p. 753–763. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01189-1>. Acesso em: 22 out. 2022.
- HU, L. et al. Urban growth drives trait composition of urban spontaneous plant communities in a mountainous city in China. **Journal of Environmental Management**, v. 293, ISSN:

0301-4797. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112869>. Acesso em: 15 nov. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE divulga estimativa da população dos municípios para 2021**. Disponível em:

<https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/31461-ibge-divulga-estimativa-da-populacao-dos-municipios-para-2021>.

Acesso em: 13 set. 2021.

INTERGOVERNMENTAL SCIENCE-POLICY PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES (IPBES). **Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**. S. Díaz, J. Settele, E. S. et al. IPBES secretariat, Bonn, Germany, p. 56. 2019.

IVES, C. D. et al. The importance of cities for threatened species. **Global Ecology and Biogeography**, v. 25, p. 117-126. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/geb.12404>. Acesso em: 20 out. 2021.

JOHNSON, M. T. J.; MUNSHI-SOUTH, J. Evolution of life in urban environments. **Science**, v. 358, 6363. 2017. Disponível em: [DOI: 10.1126/science.aam8327](https://doi.org/10.1126/science.aam8327). Acesso em: 20 out. 2021.

JOHNSON, M. T. J.; THOMPSON, K. A.; SAINI, H. S. Plant evolution in the urban jungle. **American Journal of Botany**, v. 102, p. 1951–1953. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.3732/ajb.1500386>. Acesso em: 25 out. 2021.

KOZLOV, M. V. et al. Decreased losses of woody plant foliage to insects in large urban areas are explained by bird predation. **Glob Change Biol.**, v. 23, p. 4354–4364. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.13692>. Acesso em: 20 jul. 2022.

KUHMAN, T. R.; PEARSON, S. M.; TURNER, M. G. Effects of land-use history and the contemporary landscape on non-native plant invasion at local and regional scales in the forest-dominated southern Appalachians. **Landscape Ecology**, v. 25, p. 1433–1445. 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9500-3>. Acesso em: 20 out. 2021.

KÜHN, I., WOLF, J.; SCHNEIDER, A. Is there an urban effect in alien plant invasions? **Biological Invasions**, v. 19, p. 3505–3513. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1591-1>. Acesso em: 24 out. 2021.

LIN, B. B.; FULLER, R. A. FORUM: Sharing or sparing? How should we grow the world's cities? **Journal of Applied Ecology**, v. 50, p. 1161-1168. 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12118>. Acesso em: 20 out. 2021.

LORTIE, C. J. et al. Rethinking plant community theory. **Oikos**, v.107, p. 433-438. 2004. Disponível em: <https://doi-org.ez26.periodicos.capes.gov.br/10.1111/j.0030-1299.2004.13250.x>. Acesso em: 20 out. 2021.

MCKINNEY, M. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, n. 3, p. 247-260, ISSN: 0006-3207. 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>. Acesso em: 20 out. 2021.

- MILANOVIĆ, M. et al. Functional diversity changes in native and alien urban flora over three centuries. **Biological Invasions**, v. 23, p. 2337–2353. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02509-4>. Acesso em: 15 jun. 2022.
- MILES L. S.; BREITBART S.; WAGNER H. H.; JOHNSON M. T. J. Urbanization Shapes the Ecology and Evolution of Plant-Arthropod Herbivore Interactions. **Front. Ecol. Evol.**, v. 7, p. 310. 2019. Disponível em: [doi: 10.3389/fevo.2019.00310](https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00310). Acesso em: 20 out. 2021.
- MOREIRA, X., et al. Impacts of urbanization on insect herbivory and plant defenses in oak trees. **Oikos**, v. 128, p. 113-123. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/oik.05497>. Acesso em: 20 out. 2021.
- NOCK, C. A. et al. Effects of Urbanization on Tree Species Functional Diversity in Eastern North America. **Ecosystems** 16, 1487–1497. 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9697-5>. Acesso em: 22 out. 2021.
- OMAR, M. et al. Drivers of the distribution of spontaneous plant communities and species within urban tree bases. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 35, p. 174-191, ISSN: 1618-8667. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.08.018>. Acesso em: 20 jul. 2021.
- PADAYACHEE, A. L. et al. How do invasive species travel to and through urban environments? **Biological Invasions**. 2017. Disponível em: [doi:10.1007/s10530-017-1596-9](https://doi.org/10.1007/s10530-017-1596-9). Acesso em: 20 out. 2021.
- PYŠEK, P., et al. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. **Glob Change Biol.**, v. 18, p. 1725-1737. 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x>. Acesso em: 20 out. 2021.
- RAUPP, M.; SHREWSBURY, P.; HERMS, D. Ecology of Herbivorous Arthropods in Urban Landscapes. **Annual Review of Entomology**, v. 55, n. 1, p. 19-38. 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-112408-085351>. Acesso em: 20 jul. 2022.
- ROBINSON, S. L.; LUNDHOLM, J. T. Ecosystem services provided by urban spontaneous vegetation. **Urban Ecosystem**, v. 15, p. 545–557. 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0225-8>. Acesso em: 20 out. 2021.
- SALOMON CAVIN, J.; KULL, C. A. Invasion ecology goes to town: from disdain to sympathy. **Biol Invasions**, v. 19, p. 3471–3487. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1588-9>. Acesso em: 18 out. 2021.
- TREDICI, P. D. Spontaneous Urban Vegetation: Reflections of Change in a Globalized World. **Nature and Culture**, v. 5, n. 3. 2010. Disponível em: [doi:10.3167/nc.2010.050305](https://doi.org/10.3167/nc.2010.050305). Acesso em: 19 out. 2021.
- WILLIAMS, N. S.; HAHS, A. K.; VESK, P. A. Urbanisation, plant traits and the composition of urban floras. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 17, n. 1, p. 78-86. 2015.

ZHAO, J. et al. Plant species composition in green spaces within the built-up areas of Beijing, China. **Plant Ecol.**, v. 209, p. 189–204. 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11258-009-9675-3>. Acesso em: 20 out. 2021.

SEGUNDA PARTE: Artigo para submissão na revista *Journal of Ecology*
(<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/journal/13652745>)

**Habitats antropogênicos direcionam traços funcionais e herbivoria na flora urbana
espontânea neotropical**

Wanda Karolina da Silva¹; Rafael Dudeque Zenni¹

Correspondência: wandaks.silva@gmail.com

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Departamento de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Naturais, Universidade Federal de Lavras, Lavras-MG, Brasil, CEP 37200-900

Resumo

1. A urbanização é um relevante impulsionador de alterações na biodiversidade atual. No entanto, fatores estruturais que afetam comunidades de plantas, interações planta-inseto e favorecem espécies não-nativas nas cidades precisam ser melhor estudados, particularmente em regiões neotropicais em desenvolvimento.
2. Investigamos como a intensidade de urbanização e tipo de habitat (calçadas e lotes vagos) de uma cidade neotropical de médio porte afeta riqueza e composição de espécies, cobertura vegetal, atributos funcionais e danos foliares em plantas nativas e não-nativas espontâneas.
3. Observamos grande ocorrência de espécies não-nativas (64,6%) na cidade e maior influência do tipo de habitat na comunidade de plantas do que a intensidade de urbanização. A riqueza de espécies diminuiu e a área foliar específica foi maior com o aumento da classe de urbanização.
4. A cobertura vegetal foi maior em habitat de lotes vagos e a composição de espécies foi significativamente distinta entre lotes e calçadas, não diferindo entre as classes de intensidade de urbanização. Entre os traços funcionais, a altura da comunidade foi maior em lotes, a forma de vida terófito foi mais presente em habitat de calçadas e geófito, caméfito e hemicriptófito em lotes e a síndrome de dispersão autocórica ocorreu com maior frequência em calçadas e zoocórica em lotes. A proporção de herbivoria na assembleia de plantas também foi maior em lotes.
5. *Síntese*. Nossa pesquisa demonstrou que habitats antropogênicos permeáveis, como os lotes vagos, abrangem maior variação de traços funcionais e interação com herbívoros, e apesar da baixa alteração ao longo das classes de urbanização, demonstram potencial

importância para conservação da flora urbana neotropical, frente a crescente homogeneização biótica nas cidades.

Palavras-chave: Atributos funcionais; Danos foliares; Ecologia Urbana; Habitats antropogênicos; Intensidade de urbanização.

2 Introdução

As mudanças globais da atualidade, que englobam a perda de biodiversidade e alterações nos ciclos biogeoquímicos da Terra, têm a urbanização como um de seus principais causadores (IPCC, 2022; Knapp et al., 2021). Os grandes adensamentos populacionais, construções humanas e atividades antrópicas, que definem a paisagem dinâmica da cidade, direcionam fatores bióticos e abióticos que atuam como filtros para a fauna e a flora (Grimm et al., 2008). Sabemos que o crescimento urbano está cada vez mais acelerado, pois, apenas nos últimos 20 anos, mais da metade da população mundial (55%) passou a se concentrar em centros urbanos (Moreno-Monroy et al., 2021; UN, 2018). Nesse contexto, a expansão do uso urbano do solo evidencia a importância de compreendermos como a comunidade biológica responde e se estabelece em gradientes urbanizados diversos (Salomon Calvin e Kull, 2017).

A biodiversidade urbana é definida pela interferência humana e pelas condições ambientais da cidade. Impactos como poluição, fragmentação de áreas naturais, flutuações hídricas e climáticas e a presença de habitats antropizados, acarretam na extinção da comunidade nativa (Grimm et al., 2008; Johnson et al., 2015). Além disso, as preferências e a movimentação global humana favorecem a introdução de espécies não-nativas em áreas urbanizadas e impulsionam invasões biológicas (Kalusová et al., 2017; Lososová et al., 2012). A perda de riqueza local e regional e a presença abundante de espécies de outras biogeografias, produzem comunidades bióticas de taxonomia, filogenia e funcionalidade semelhantes nas cidades, chamada de homogeneização biótica (Milanović et al., 2021; Petsch et al., 2022). A homogeneização da flora é frequentemente observada em gradientes urbanos (Blouin et al., 2018; Lososová et al., 2012; Milanović et al., 2021). As plantas urbanas tendem a apresentar características mais uniformes, ruderais e grande parte das espécies não são nativas (Williams et al., 2015; Heringer et al., 2022), ainda que alguns estudos demonstrem grande diversidade vegetal nas cidades (Cadotte et al. 2017; Kühn et al., 2017).

Os habitats antropogênicos, ou seja, habitats criados e/ou modificados por humanos, presentes na paisagem da cidade permitem o desenvolvimento de variadas espécies vegetais adaptadas (Winkler et al., 2023). Habitats como calçadas pavimentadas e lotes vagos permeáveis, são considerados ambientes verdes informais nos centros urbanos e contam com

plantas espontâneas de forma casual ou permanente (McKinney, 2002; Bonthoux et al., 2019). A flora urbana espontânea é composta por plantas herbáceas, gramíneas e lenhosas que crescem de forma livre na cidade determinando uma comunidade composta por plantas ruderais, cosmopolitas, nativas de sucessão inicial e não-nativas introduzidas aptas às condições ambientais da urbanização (Tredici, 2010). Da mesma forma, os habitats presentes nas cidades selecionam características na comunidade de plantas, como por exemplo, ciclos de vidas mais curtos, afinidades com grandes quantidades de nutrientes e dispersão abiótica vem sendo fortemente relatada (Williams et al., 2015; Blouin et al., 2018; Hu et al., 2021). Deste modo, traços como a forma de vida, crescimento e dispersão de diásporos são características importantes a serem estudadas na flora urbana, pois refletem as estratégias de desenvolvimento e adaptação das plantas na cidade (Williams et al., 2015).

Os gradientes ambientais urbanos influenciam não apenas a assembleia de plantas, como também alteram as interações com seus inimigos naturais herbívoros (Raupp et al., 2010). Em locais com maiores intensidades de urbanização, insetos herbívoros podem ser favorecidos, por ausência de fitodefesas na vegetação estressada e/ou adaptada à não produção de defesas químicas, ou desfavorecidos, por falta de cobertura vegetal e predação, por exemplo (Miles et al., 2019; Moreira et al., 2019). No entanto, a forma como elementos da paisagem de cidades neotropicais atua no direcionamento da flora e das interações inseto-plantas, precisam ser melhor investigados, particularmente em municípios de médio e pequeno porte, incluídos em *hotspots* de diversidade que contam com configuração e gradientes urbanos distintos de grandes cidades e estão em rápido desenvolvimento (Aronson et al., 2014; UN, 2018).

Neste estudo analisamos como a intensidade de urbanização e os habitats da paisagem urbana direcionam riqueza, cobertura vegetal, composição de espécies, traços funcionais e danos foliares na comunidade de plantas nativas e não-nativas que se estabelecem espontaneamente na cidade. Acreditamos que a riqueza de plantas seja menor em classes de maior intensidade de urbanização e em habitats pavimentados, bem como, a cobertura vegetal seja maior em habitats permeáveis e em classes de menor intensidade de urbanização. Hipotetizamos que a composição de espécies e os traços funcionais sejam semelhantes nas diferentes classes intensidades de urbanização, mas respondam distintamente aos habitats da paisagem urbana. E por final, esperamos que os danos foliares, causados por herbívoros, sejam mais frequentes em classes de menor intensidade de urbanização e em habitats permeáveis, e que danos causados por patógenos e pisoteio tenham resposta inversa.

3 Materiais e métodos

3.1 Área de estudo

Realizamos o estudo na zona urbana do município de Itajubá, localizado no sul de Minas Gerais, Brasil, entre as coordenadas 22°25'33"S e 45° 27' 10"W (Figura 1). O clima de Itajubá é classificado nas classes Cwa e Cwb da classificação de Köppen-Geiger, ou seja, temperado úmido e tropical de altitude com inverno seco, tendo temperatura média anual de 20° C e pluviosidade anual média de 1.458 mm (Sá Júnior, 2009). O município se encontra nos domínios do bioma tropical Mata Atlântica e se insere na bacia hidrográfica do rio Sapucaí, sendo os principais cursos d'água os rios Sapucaí e Lourenço Velho (Itajubá, 2019; Vida Meio Ambiente, 2010). O município de Itajubá abrange área municipal de 294,83 km², sendo 254,03 km² rural e 40,8 km² urbana (Felix et al., 2019). Conta com população total estimada de 97.782 habitantes e densidade demográfica de 307,49 hab/km² (IBGE, 2010; 2020).

3.2 Classificação da paisagem em intensidade de urbanização e habitats urbanos

Classificamos a paisagem da área de estudo quanto a intensidade de urbanização com base no percentual de área cinza, determinada pela ocupação urbana do solo por pavimentações de estradas, ruas e construções humanas (McKinney, 2002; Schwoertzig et al., 2016). A classificação foi definida dentro de nove áreas quadradas com paisagens distintas de 1 km², escala que permite a visualização do efeito da paisagem na comunidade vegetal, inseridas no perímetro urbano do município (Godefroid e Koedam, 2007; Godefroid e Ricota, 2018, Hu et al., 2021) (Figura 1). A distribuição das áreas teve como critério manter a independência, a similaridade de atividade entre os bairros (comerciais e residenciais) e evitar locais industriais.

Para a classificação, consideramos, além da categoria área cinza, a presença de água, solo exposto, gramíneas e floresta. O cálculo da proporção ocupada pelas categorias classificadas foi feito por meio de classificação supervisionada do uso e ocupação solo de Itajubá, realizada no software *QGis* 3.16.4, utilizando o complemento *Semi-Automatic Classification Plugin* (SCP) (Congedo, 2015), em imagens de satélite Sentinel-2, datadas de 25 de julho de 2021, com resolução de 10 metros, que permitiram a visualização das áreas urbanizadas no município. A classificação utilizou as bandas espectrais 2 (azul); 3 (verde); 4 (vermelho); 5, 6 e 7 (*Red Edge*), 8 e 8A (infravermelho próximo); 11 e 12 (*Short Wave IR*), em composição de cores para infravermelho próximo e foi obtido índice Kappa de 0,9 e acurácia de 94,6%.

A classificação da paisagem definiu três classes de intensidade de urbanização, considerando a porcentagem de área cinza: baixa (25-45%), moderada (50-70%) e alta (> 75%), com eliminação de faixa de 5% entre elas para que não houvesse conflito entre as classes de urbanização. Eliminamos da classificação a classe < 20%, pois remeteu aos bairros rurais, localizados fora da área urbana do município. Obtivemos ao final três áreas para cada classe de urbanização, nas quais foram alocadas uma área amostral circular (*buffer*) com raio de 200 metros em local de predominância de área cinza no centro de cada área classificada, para amostragem e coleta das plantas urbanas (Figura 1).

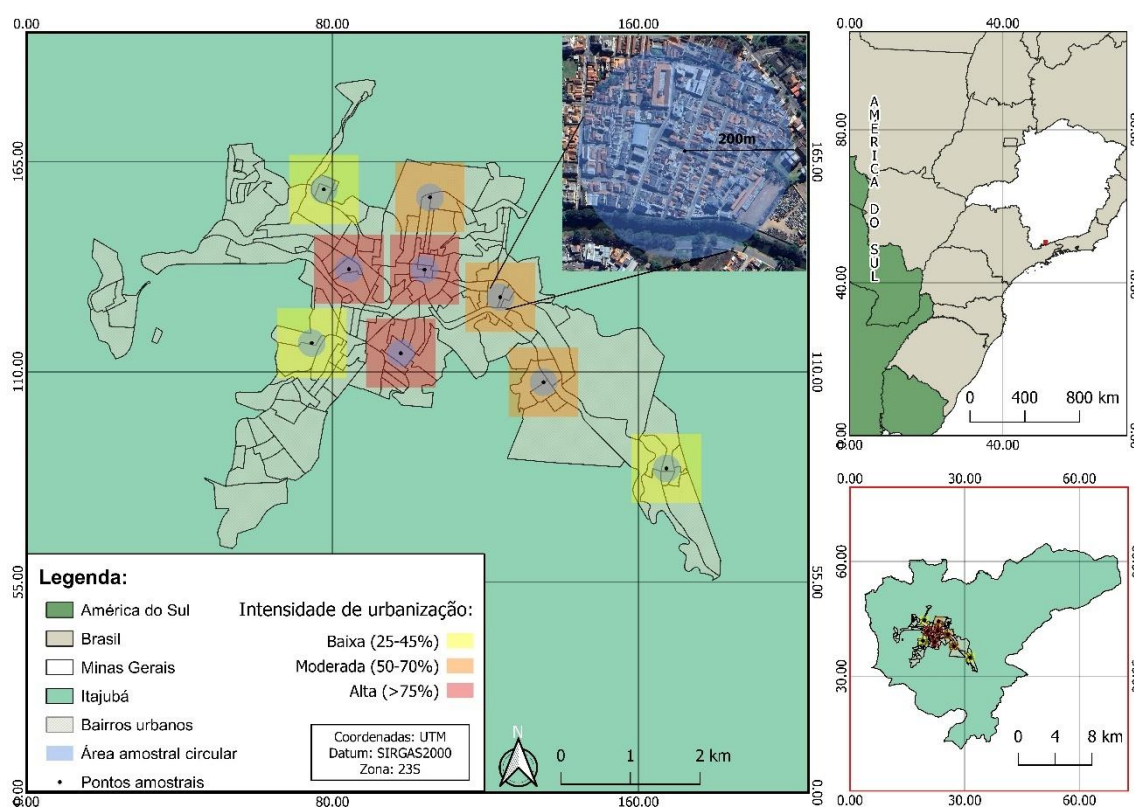


Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo na América do Sul, Brasil, Minas Gerais e distribuição das áreas classificadas no perímetro urbano do município de Itajubá. As áreas quadradas de 1 km² definem a intensidade de urbanização da paisagem e áreas circulares, com raio de 200 m, definem os locais de alocação das unidades amostrais.

Os habitats urbanos alvo do nosso estudo foram aqueles comumente encontrados entre os bairros do perímetro urbano: calçadas (ambientes pavimentados) e lotes vagos (ambientes verdes informais). Os ambientes pavimentados contam com superfícies predominantemente impermeáveis à água e são usualmente manejados, mas que permitem o estabelecimento de vegetação em frestas. Já os ambientes verdes informais são ambientes ruderais, geralmente abandonados, ou que não contam com manutenção frequente (McKinney, 2002).

3.3 Características funcionais

Estudamos quatro traços funcionais frequentemente avaliados na flora urbana (Williams et al., 2015): forma de vida, síndrome de dispersão de sementes, altura e área foliar específica. Os traços categóricos forma de vida e síndrome de dispersão de sementes foram determinados a nível de espécie. A forma de vida foi definida como fanerófito, caméfito, hemicriptófito, geófito ou terófito, de acordo com a classificação de Raunkiaer (1934), determinada com auxílio da chave disponibilizada por Martins e Batalha (2003). A síndrome de dispersão de sementes das espécies foi determinada como anemocórica, autocórica ou zoocórica, de acordo com Peres (2016).

Traços numéricos de altura e a área foliar específica (SLA, do inglês *Specific Leaf Area*) foram determinados a nível de espécie por unidade amostral e, portanto, obtivemos diferentes valores para uma mesma espécie em cada área. A altura foi obtida do comprimento medido entre o solo e o ponto mais alto atingido pelo indivíduo vegetal de maior porte de cada espécie presente em cada unidade amostral. A SLA foi calculada pela relação entre a área foliar de folhas frescas e a massa das mesmas folhas secas (cm²/g). Para obtenção da área foliar pelo software *ImageJ*, digitalizamos as folhas coletadas frescas, com pecíolo ou bainha (Schneider, et al., 2012). Após a digitalização, as folhas foram acondicionadas em envelopes de papel e secas por pelo menos 48 h em estufa à 70° C, como sugerido por Pérez-Harguindeguy e colaboradores (2016). Em espécies vegetais mais abundantes, utilizamos 10 folhas maduras e mais expostas ao sol retiradas aleatoriamente entre os galhos disponíveis, e para as espécies com indivíduos com número menor que 10 folhas, utilizamos todas as folhas disponíveis (Pérez-Harguindeguy et al., 2016). Calculamos a média aritmética do valor de SLA das folhas, para definir um valor único para cada espécie por unidade amostral.

3.4 Danos foliares

Verificamos danos foliares na flora da cidade, sendo eles: herbivoria (mastigação, raspagem/sucção, minas e galhas), patógenos (fungos e manchas) e pisoteio (ANEXO 1 - Figura 11). Utilizamos todas as folhas que foram digitalizadas para a medição da SLA em cada unidade amostral para quantificar a porcentagem de cobertura de cada tipo de dano. As porcentagens foram estimadas visualmente por um único observador após a aleatorização das imagens e treinamento por aplicativo (Xirocostas, et al., 2022 - ZAX Herbivory Trainer). Calculamos a média aritmética das porcentagens de danos das folhas, para definir um valor único para cada espécie por unidade amostral.

3.5 Amostragem da vegetação

Para amostrar a vegetação, em cada área circular amostral definida, realizamos 10 unidades amostrais de 1 m² para cada tipo habitat (calçadas e lotes vagos), posicionadas em locais públicos ou abertos com ocorrência de plantas espontâneas com suficiência vegetativa para quantificar características funcionais e danos foliares. No total, coletamos 90 unidades amostrais para habitats pavimentados e 90 unidades amostrais para habitats verdes informais ao longo do gradiente urbano, sendo 30 de cada habitat em cada classe de intensidade de urbanização.

Realizamos a amostragem em uma única campanha, no período de estação chuvosa entre os meses de novembro de 2021 e fevereiro de 2022. Em cada área circular amostral, buscamos amostrar ruas distintas para os habitats pavimentados de calçada e diferentes lotes vagos, de acordo com a disponibilidade. Quando não obtivemos mais de um lote vago por área circular, as 10 unidades amostrais foram distribuídas no lote presente buscando abranger seus diferentes ambientes (proximidade à parede, vias, meio e caminhos), mantendo 5 metros de distância entre as unidades amostrais. A porcentagem de cobertura vegetal do solo por cada espécie foi medida visualmente por um único observador em todas as unidades amostrais realizadas. As plantas coletadas em campo foram identificadas em nível de espécie (apenas duas em nível de gênero) com auxílio de especialista e com base no sistema APG (*Angiosperm Phylogeny Group*) IV (2016) e classificadas como nativas e não-nativas (incluindo naturalizadas e cultivadas) no estado de Minas Gerais (Reflora, 2022).

3.6 Análises dos dados

Para responder as previsões de nossas hipóteses, realizamos análises estatísticas no software R (R Core Team, 2021). Agrupamos todos os dados obtidos nas unidades amostrais de cada área classificada com a intensidade de urbanização por tipo de habitat (calçada e lote vago), obtendo 18 amostras para cada variável dependente nas análises realizadas. Utilizamos a porcentagem de área cinza de cada área e os dois tipos de habitats urbanos como variáveis independentes em todos os modelos estatísticos que foram realizados separadamente para todas as espécies, nativas e não-nativas.

Investigamos a variação de riqueza e cobertura de plantas nativas e não-nativas entre as classes de urbanização e os habitats em modelos lineares (LM) e modelos lineares generalizados (GLM). A riqueza e a soma da porcentagem de cobertura das espécies foram

nossas variáveis dependentes, utilizamos a distribuição Quasipoisson para dados de riqueza e distribuição Gaussiana e Gamma para cobertura vegetal.

Verificamos a variação de composição de espécies de plantas nativas e não-nativas por análises de ordenação por índice de Jaccard a partir da matriz de similaridade, utilizando escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), pela função metaMDS. Testamos o efeito da urbanização e a diferença de habitat na composição da comunidade por análise de variância permutacional multivariada (PerMANOVA) (função “adonis”, pacote “vegan” - Oksanen et al., 2021).

Analisamos a relação de características funcionais e danos foliares de plantas com a intensidade de urbanização e o habitat urbano por modelos lineares (LM) e modelos lineares generalizados (GLM). Utilizamos a distribuição Quasibinomial para as variáveis dependentes frequência de tipos de forma de vida e de síndromes de dispersão, e para valores de média ponderada da comunidade (CWM, sigla do inglês *Community-Weighted Mean*) da proporção de herbivoria, patologia e pisoteio. Usamos distribuição Gaussiana e Gamma para a CWM das variáveis dependentes altura e SLA. Calculamos o CWM pela relação inversa entre o somatório da multiplicação do valor do traço de cada ocorrência de espécie por seu respectivo valor de cobertura, e o somatório das coberturas de todas as espécies que ocorrem no local amostral.

4 Resultados

Nas diferentes classes de intensidade de urbanização da área de estudo encontramos 88 espécies de plantas, sendo 38 nativas e 50 não-nativas da região, distribuídas em 71 gêneros e 30 famílias botânicas. As classes baixa, moderada e alta apresentaram 59, 55 e 53 espécies, respectivamente. Entre elas, 43 espécies ocorreram em habitats pavimentados (calçadas) e 79 em habitats verdes informais (lotes vagos). As espécies mais frequentes no perímetro urbano foram *Portulaca oleracea* (9,3%), *Galinsoga quadriradiata* (6,7%) e *Eleusine indica* (6%), que ocorreram juntamente com *Amaranthus spinosus*, *Euphorbia prostrata*, *Oldenlandia corymbosa* e *Urochloa decumbens* em todas as 9 áreas amostrais (ANEXO 2 - Tabela 2).

A maioria dos atributos da comunidade de plantas analisados, tais como: cobertura vegetal, composição de espécies, características funcionais e herbivoria, foram vinculados a um tipo de habitat urbano (Tabela 1). O gradiente de intensidade de urbanização apresentou relação negativa com a riqueza e positiva com os traços funcionais de forma de vida geófito e SLA. Também ocorreu efeito intraespecífico para duas espécies, no qual o valor de SLA aumentou com o incremento da porcentagem de área cinza (Tabela 1).

Tabela 1 – Relações significativas das variáveis dependentes em função das variáveis independentes para os atributos da comunidade analisados, para valor de $p < 0,05$. Biogeografia = origem do grupo de espécies; Estimate/Odds ratio = coeficiente angular estimado ou probabilidade predita; X^2/F = valor de chi-quadrado ou de F; R^2 = coeficiente de determinação; df = graus de liberdade; p = valor de p.

Variável dependente	Variável independente	Biogeografia	Estimate/Odds ratio	X^2/F	R^2	df	p
Riqueza	% Área cinza	Todas	-0,006	6,655	0,3	1	0,009
Cobertura vegetal	Habitat	Todas	534,89	25,12	0,61	1	< 0,001
Cobertura vegetal	Habitat	Nativas	233,11	15,73	0,51	1	< 0,001
Cobertura vegetal	Habitat	Não-nativas	301,78	11,93	0,42	1	0,003
Composição de espécies	Habitat	Todas	-	4,772	0,22	1	0,001
Composição de espécies	Habitat	Nativas	-	3,599	0,18	1	0,001
Composição de espécies	Habitat	Não-nativas	-	5,26	0,24	1	0,001
Forma de vida: Caméfito	Habitat	Todas	2,327	5,01	0,22	1	0,025
Forma de vida: Geófito	% Área cinza	Nativas	1,103	15,879	0,21	1	< 0,001
Forma de vida: Geófito	Habitat	Todas	4,593	30,179	0,64	1	< 0,001
Forma de vida: Geófito	Habitat	Não-nativas	7,192	32,966	0,68	1	< 0,001
Forma de vida: Hemicriptófito	Habitat	Nativas	23,504	12,385	0,35	1	< 0,001
Forma de vida: Terófito	Habitat	Todas	0,29	23,57	0,6	1	< 0,001
Forma de vida: Terófito	Habitat	Nativas	0,267	9,08	0,38	1	0,002
Forma de vida: Terófito	Habitat	Não-nativas	0,308	15,395	0,49	1	< 0,001
Síndrome de dispersão: Autocórica	Habitat	Nativas	0,391	5,44	0,26	1	0,019
Síndrome de dispersão: Zoocórica	Habitat	Todas	2,762	23,896	0,57	1	< 0,001
Síndrome de dispersão: Zoocórica	Habitat	Nativas	3,16	15,973	0,48	1	< 0,001
Síndrome de dispersão: Zoocórica	Habitat	Não-nativas	2,228	6,05	0,26	1	0,013
Altura	Habitat	Todas	15,2	8,57	0,34	1	0,009
Altura	Habitat	Não-nativas	16,47	10,55	0,39	1	0,005
SLA	% Área cinza	Todas	0,45	9,65	0,37	1	0,006
SLA	% Área cinza	Nativas	0,35	19,5	0,54	1	< 0,001
SLA	% Área cinza	Não-nativas	0,5	9,54	0,37	1	0,007

Variável dependente	Variável independente	Biogeografia	Estimate/Odds ratio	X ² /F	R ²	df	p
SLA - <i>Amaranthus espinosus</i>	% Área cinza	Não-nativa	1,014	6,812	0,48	1	0,009
SLA - <i>Eleusine indica</i>	% Área cinza	Não-nativa	1,014	5,562	0,44	1	0,018
Herbivoria	Habitat	Todas	2,104	5,608	0,23	1	0,017
Herbivoria	Habitat	Nativas	2,998	9,322	0,32	1	0,002

4.1 Riqueza e cobertura

A riqueza de espécies de plantas foi influenciada negativamente pelo aumento da intensidade de urbanização (Tabela 1 e Figura 2). A porcentagem de área cinza urbana explicou 30% da variação da riqueza em toda assembleia de espécies ($R^2 = 0,3$) e não alterou significativamente o número de espécies nativas ($p = 0,08$) e não-nativas ($p = 0,08$), respectivamente. Não observamos diferença significativa na riqueza em relação ao tipo de habitat calçadas e lotes vagos para nativas, não-nativas e todas as espécies juntas ($p_{\text{nativas}} = 0,07$, $p_{\text{não-nativas}} = 0,86$; $p_{\text{todas}} = 0,12$) (ANEXO 3 - Tabela 3).

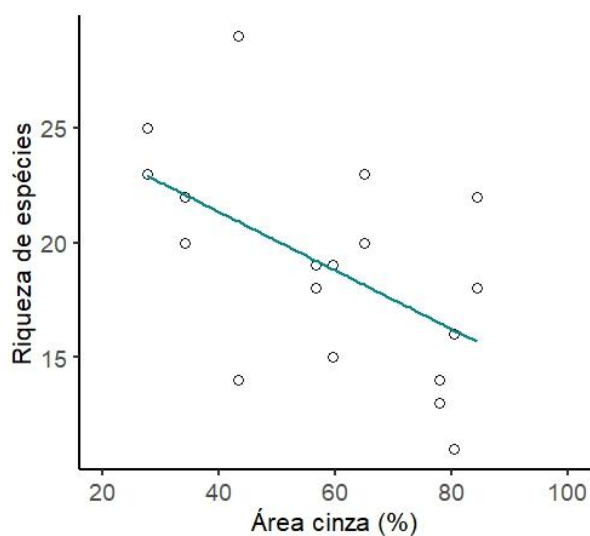


Figura 2 - Variação da riqueza de plantas em função da intensidade de urbanização (percentual de área cinza). A linha azul representa a tendência na diminuição de espécies em regressão linear.

A cobertura de plantas foi maior em habitats verdes de lotes vagos para todas as espécies e para nativas e não-nativas separadamente (Tabela 1 e Figura 3). A variação das classes de intensidade de urbanização não alterou a cobertura vegetal das plantas ($p_{\text{todas}} = 0,27$; $p_{\text{nativas}} = 0,66$; $p_{\text{não-nativas}} = 0,18$) (ANEXO 3 - Tabela 3).

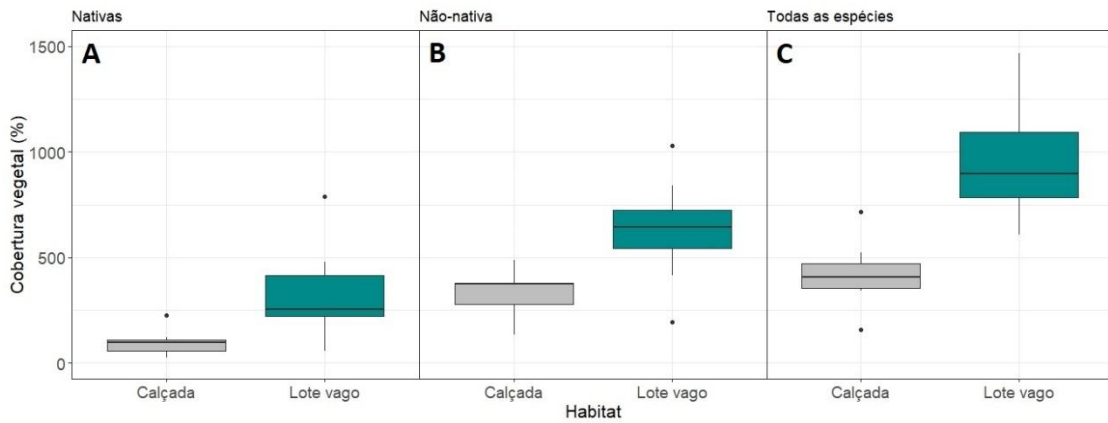


Figura 3 - Cobertura de plantas em função do tipo de habitat urbano (calçada em caixa cinza e lote vago em caixa azul) para nativas (A), não-nativas (B) e todas as espécies (C). Gráficos de caixas apresentam linha preta como valor de mediana e pontos pretos como *outliers* da distribuição dos dados.

4.2 Composição de espécies

Os grupos de espécies que ocorreram em habitats pavimentados de calçada foram significativamente diferentes dos grupos encontrados em lotes vagos, tanto para todas as espécies como para as comunidades de espécies nativas e não-nativas, separadamente (Tabela 1 e Figura 4). A intensidade de urbanização não demonstrou efeito sobre a composição de espécies de plantas ($p_{todas} = 0,5$; $p_{nativas} = 0,07$; $p_{não-nativas} = 0,96$) (ANEXO 3 - Tabela 3).

As comunidades de calçadas são mais similares entre si quando comparadas com aquelas presentes em lotes vagos, que demonstram maior amplitude na assembleia de espécies. O grupo seletivo de plantas ocorrentes em ambientes de calçadas teve comunidade de não-nativas mais restrita em relação às nativas observadas (Figura 4).

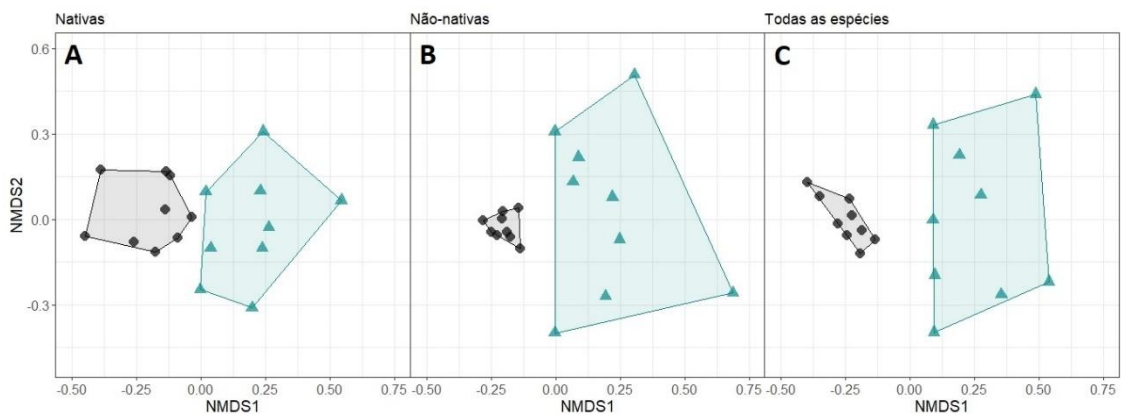


Figura 4 – Diferença na composição de espécies de plantas entre os dois tipos de habitat urbano (calçadas em círculos e polígono cinza e de lotes vagos em triângulos e polígono azul)

para nativas (A), não-nativas (B) e todas as espécies (C). O valor de *stress* foi 0,12 para nativas, 0,15 para não-nativas e 0,14 para todas as espécies.

4.3 Características funcionais

Os atributos funcionais altura, forma de vida e síndromes de dispersão diferiram entre os ambientes de calçada e lote vago, e apenas a SLA e a forma de vida geófito foi explicada pela intensidade de urbanização em plantas (Tabela 1).

4.3.1 Forma de vida

As formas de vida mais frequentes entre todas as observações em ordem decrescente foram: terófito (61%), hemicriptófito (15%), geófito (12%), caméfito (10%) e fanerófito (2%). Entre as cinco formas de vida amostradas, apenas geófito apresentou variação de frequência significativa no gradiente de urbanização para espécies nativas, tendo maior probabilidade de ocorrer em classes de maior intensidade de urbanização (Tabela 1 e Figura 5). Quanto a variação entre os dois tipos de habitat, caméfito foi mais frequente em lotes vagos para todas as espécies, terófito teve maior frequência em calçadas para todas as espécies, nativas e não-nativas, hemicriptófito ocorreu mais em lotes vagos para espécies nativas e geófito também com maior observação em lotes vagos para todas espécies e não-nativas (Tabela 1 e Figura 6).

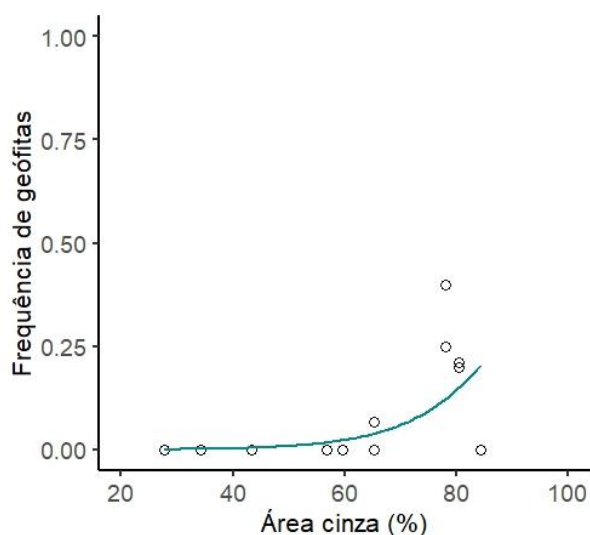


Figura 5 - Variação da frequência de geófitas nativas em função da intensidade de urbanização (percentual de área cinza). A linha azul representa a tendência de aumento de frequência em regressão logística.

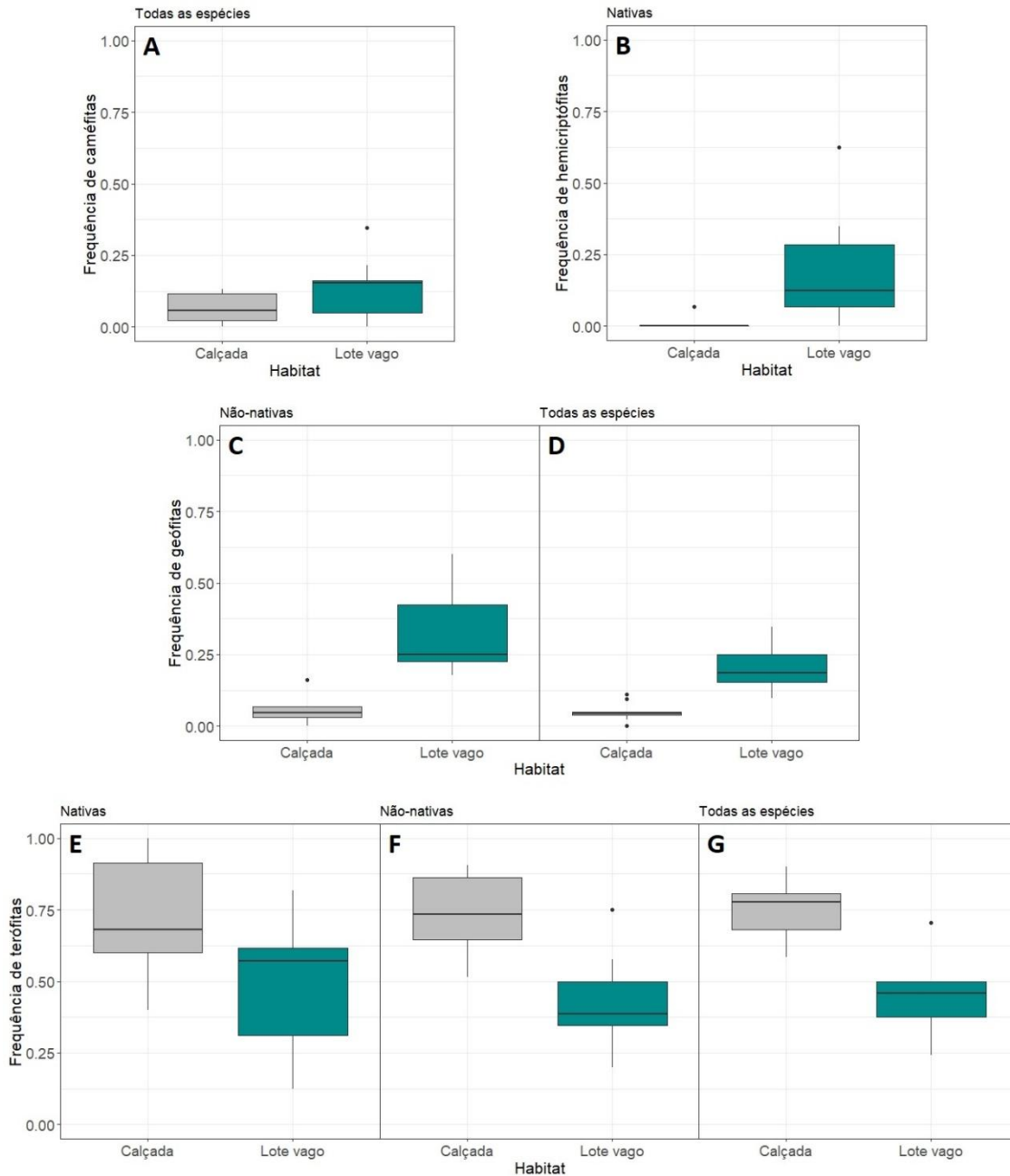


Figura 6 - Frequência de formas de vida em função do tipo de habitat urbano (calçada em caixas cinzas e lote vago em caixas azuis), sendo caméfitas (A), hemicriptófitas nativas (B) geófitas não-nativas (C) e todas as espécies (D), e terófitas nativas (E), não-nativas (F) e todas as espécies (G). Gráficos de caixas apresentam linha preta como valor de mediana e pontos pretos como *outliers* da distribuição dos dados.

4.3.2 Síndrome de dispersão de sementes

Autocoria foi a síndrome de dispersão mais frequente entre todas as observações (65%), seguida de anemocoria (20%) e zoocoria (15%). Não houve diferença de frequência de síndromes ao longo do gradiente de urbanização (ANEXO 3 - Tabela 3). Nativas autocóricas

tiveram maior observação em calçadas e a zoocoria foi mais ocorrente em lotes vagos para nativas, não-nativas e todas as espécies juntas (Tabela 1 e Figura 7).

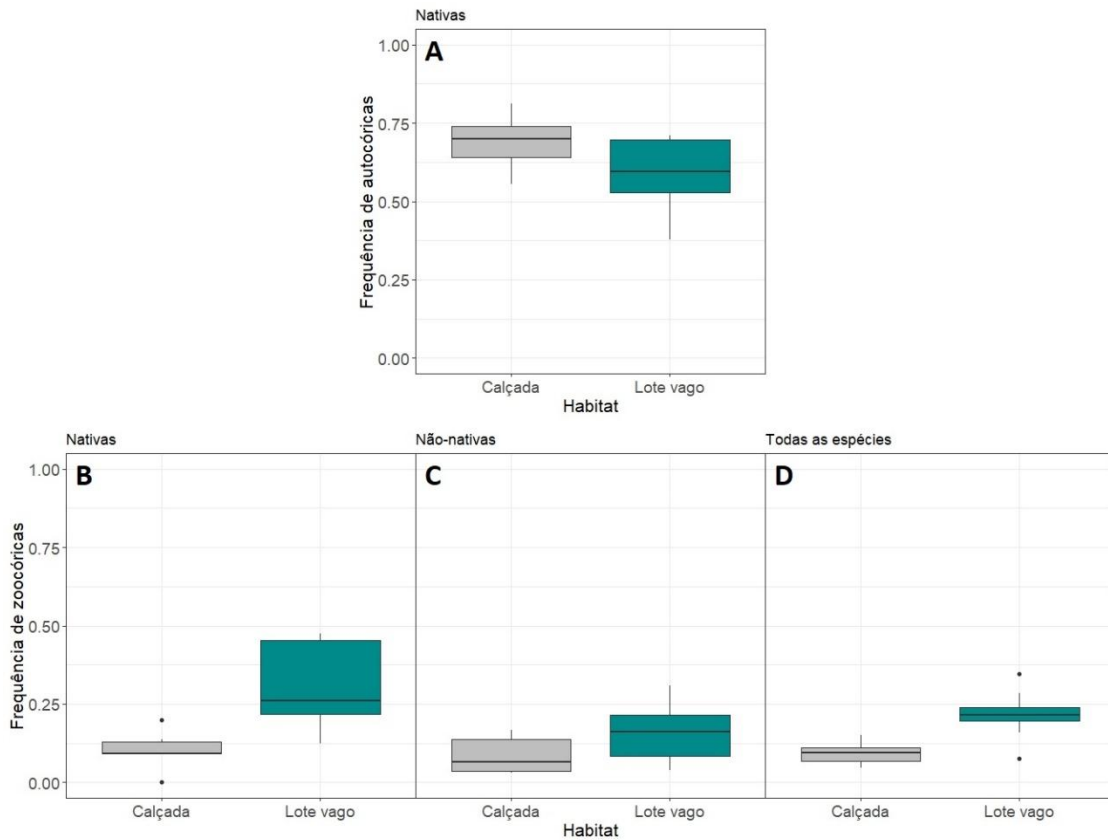


Figura 7- Frequência de síndromes de dispersão em função do tipo de habitat urbano (calçada em caixas cinzas e lote vago em caixas azuis), sendo autocóricas nativas (A) e zoocóricas nativas (B), não-nativas (C) e todas as espécies (D). Gráficos de caixas apresentam linha preta como valor de mediana e pontos pretos como *outliers* da distribuição dos dados.

4.3.3 Altura

A altura da comunidade de plantas apresentou média de 30,2 (\pm 25,1) centímetros ao longo da cidade, e as plantas nativas foram maiores que as não-nativas ($p < 0,001$). A CWM da altura de todas as espécies, nativas e não-nativas não demonstrou alteração significativa entre as classes de intensidade de urbanização ($p_{todas} = 0,88$; $p_{nativas} = 0,46$; $p_{n\grave{a}o-nativas} = 0,92$) (ANEXO 3 - Tabela 3). Em habitat verde de lotes vagos a CWM da altura foi maior para todas as espécies e para plantas não-nativas, representando 34% e 39% de coeficiente de determinação, respectivamente (Tabela 1 e Figura 8). Apenas a comunidade de nativas não apresentou variação de altura entre os dois habitats ($p = 0,27$). Não houve variação intraespecífica significativa da altura média ponderada da população entre as classes

de intensidade de urbanização para as sete espécies que ocorreram em todas as áreas amostrais.

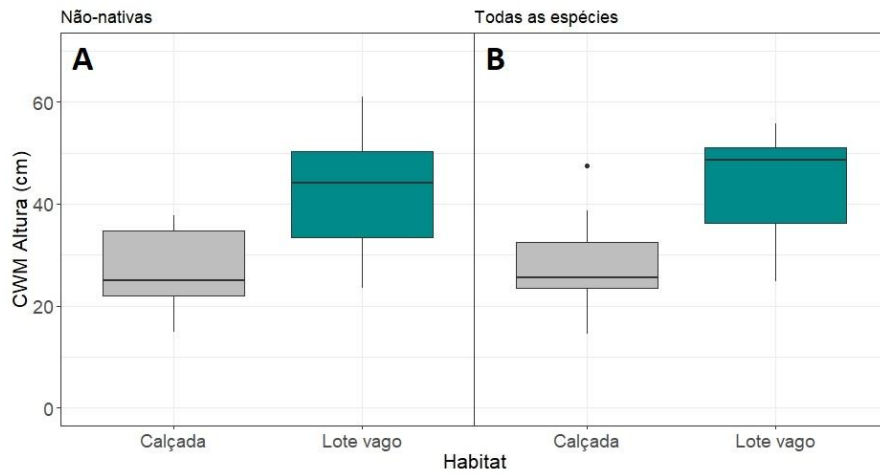


Figura 8 – Variação da altura em função do tipo de habitat urbano (calçada em caixas cinzas e lote vago em caixas azuis) para não-nativas (A) e todas as espécies (B). Gráficos de caixas apresentam linha preta como valor de mediana e pontos pretos como *outliers* da distribuição dos dados.

4.3.4 Área foliar específica (SLA)

A área foliar específica apresentou média de $36,5 (\pm 21,2)$ cm^2/g na cidade, de modo que plantas não-nativas tiveram SLA maior do que nativas ($p = < 0,001$). A CWM da área foliar específica de todas as espécies e de nativas e não-nativas separadamente, demonstrou relação positiva com o aumento da intensidade de urbanização, sendo maior em gradientes de urbanização com porcentagem de área cinza mais elevados (Tabela 1 e Figura 9). Não ocorreu variação da SLA entre os dois habitats urbanos para os diferentes grupos de espécies ($p_{\text{todas}} = 0,99$; $p_{\text{nativas}} = 0,48$; $p_{\text{não-nativas}} = 0,78$) (ANEXO 3 - Tabela 3). A CWM da área foliar específica da população de *Amaranthus spinosus* e *Eleusine indica* aumentou, de forma intraespecífica, com o aumento da porcentagem de pavimentação das classes de urbanização (Tabela 1 e Figura 9). O aumento da SLA foi definido pela interação entre massa seca e área foliar, sendo esta última fator determinante para o aumento da SLA nessa relação ($p_{\text{área/massa}} = 0,002$; $p_{\text{área}} = 0,001$). O que demonstra que as folhas das plantas foram maiores e mais delgadas com o aumento de área cinza no gradiente urbano da cidade.

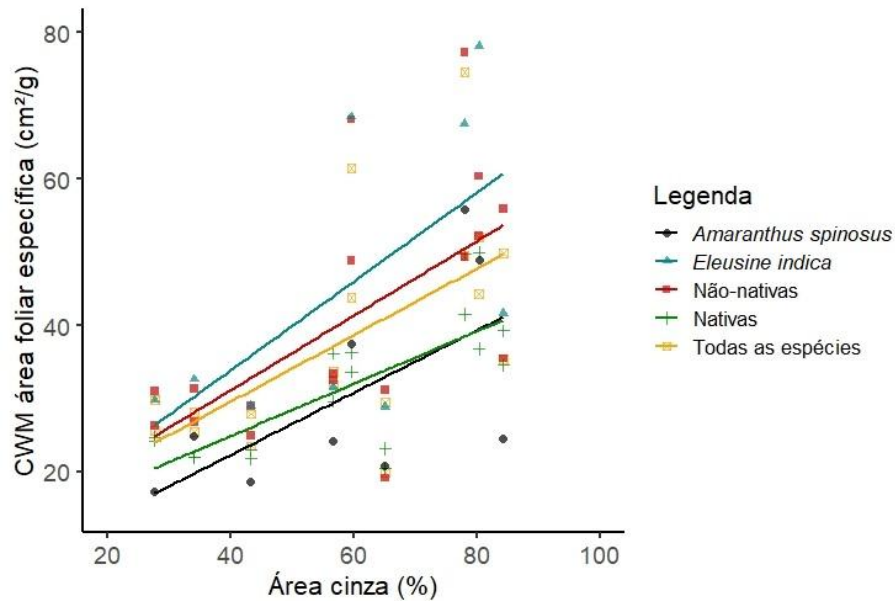


Figura 9 - Variação da SLA em função da intensidade de urbanização (percentual de área cinza) para nativas (em linha verde e cruz), não-nativas (em linha vermelha e quadrado cheio), todas as espécies (em linha laranja e quadrado vazado) e intraespecífico para duas espécies: *Amaranthus spinosus* (em linha preta e círculo) e *Eleusine indica* (em linha azul e triângulo). A linha representa a tendência no aumento da SLA em regressão linear.

4.4 Danos foliares

Entre os danos foliares que analisamos, apenas a herbivoria demonstrou relação com os elementos urbanos estudados. A herbivoria apresentou média de 2,1% ($\pm 3,8\%$) na cidade e foi mais presente em lotes vagos para nativas e todas as espécies juntas, demonstrando coeficiente de determinação de 33% e 25%, respectivamente (Tabela 1 e Figura 10). O grupo de não-nativas não demonstrou diferença significativa entre os dois tipos de habitats ($p = 0,09$). Não houve variação de herbivoria, patologia e pisoteio ao longo do gradiente de intensidade de urbanização para todas as espécies juntas e para as comunidades de nativas e não-nativas independentemente (ANEXO 3 - Tabela 3). Em análise intraespecífica das espécies que ocorreram em todas as áreas amostrais, não houve alteração na CWM da proporção de danos ao longo do gradiente de porcentagem de área cinza.

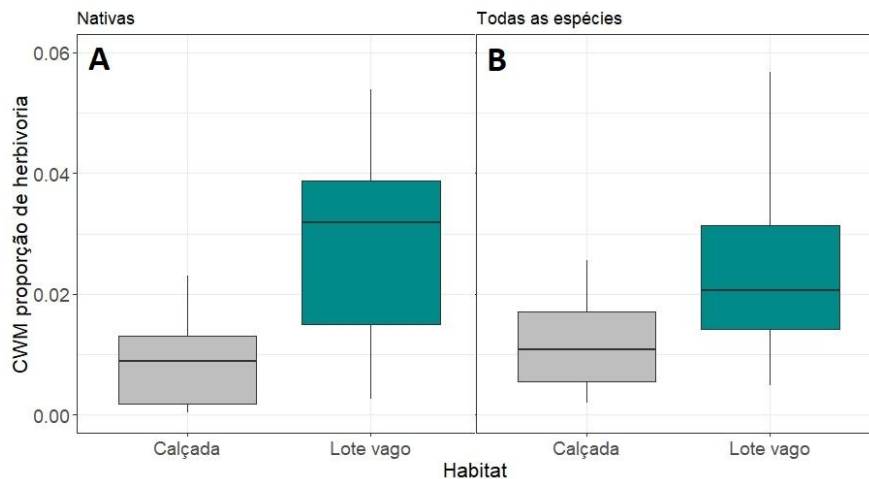


Figura 10 - Variação da proporção de herbivoria da comunidade de plantas em função do tipo de habitat urbano (calçada em caixas cinzas e lote vago em caixas azuis) para nativas (A) e todas as espécies (B). Gráficos de caixas apresentam linha preta como valor de mediana.

5 Discussão

O tipo de habitat e a porcentagem de área cinza da paisagem determinaram padrões na flora espontânea urbana. Espécies nativas e não-nativas responderam de forma distinta às características da comunidade, quando analisadas juntas e separadamente. Os resultados corresponderam às nossas hipóteses para a diminuição de riqueza em classes de maior intensidade de urbanização, maior cobertura vegetal em habitats permeáveis e composição de espécies de plantas e grupos de traços funcionais semelhantes entre as classes de urbanização, com distinção entre os tipos de habitats antropogênicos. Nossas hipóteses de maior riqueza em habitats de lotes e cobertura vegetal menor em classes maiores de urbanização, não foram comprovadas. As expectativas que tínhamos para danos foliares por herbívoros maior em habitats permeáveis foram suportadas, mas a diminuição de herbivoria em classes de maior intensidade de urbanização e aumento de danos por patógenos e pisoteio em maiores classes de urbanização e habitats pavimentados, não foram atendidas.

A maior frequência de plantas não-nativas que encontramos entre os gradientes e habitats da cidade (64,6% das observações neste estudo) também vem sendo fortemente citada na literatura de ecologia urbana (Heringer et al., 2022; Perry et al., 2021; Souza e Silva, et al., 2020; Blouin et al., 2019). A pressão de propágulos advinda da introdução recorrente (proposital ou não) por cultivos diversos e o distúrbio presente na dinâmica do ambiente urbano, ocasionados pela intensa atividade humana, podem explicar a grande proporção de não-nativas (Lososová et al., 2012). Nossos resultados não demonstraram variação de riqueza de plantas não-nativas no gradiente de urbanização e entre os habitats urbanos. O número de

espécies não-nativas se manteve igualmente mais elevado que o de nativas em todos os locais amostrais. No entanto, a riqueza total de plantas diminuiu ao longo do gradiente de porcentagem de área cinza (Figura 2), corroborando com estudos de flora anteriormente realizados em gradientes urbanos (Godefroid e Koedam, 2007; McKinney, 2008; Blouin et al., 2018). Filtros ambientais como a transformação do solo e da paisagem, flutuações na temperatura, estresse hídrico e poluição presentes na cidade, permitem o estabelecimento de um número seletivo de espécies adaptadas a estas condições (Williams, et al., 2009; Johnson et al., 2015).

A maior ocorrência de cobertura da vegetação espontânea associada aos lotes vagos evidencia a importância da permeabilidade dos habitats antropogênicos no desenvolvimento de plantas em ambientes predominantemente pavimentados (Bonthoux et al., 2019). Lotes vagos urbanos são áreas verdes que nem sempre contam com manutenção por meio de capina ou roçadas e o trânsito de pessoas é menor, quando comparadas aos habitats pavimentados. Tais características colaboram para maior cobertura por vegetação nesse habitat, um padrão que em nosso estudo se repetiu ao longo do gradiente de urbanização. Esses ambientes são importantes refúgios para a diversidade de flora e fauna urbana, podendo contar com diversidade de nativas muitas vezes maior do que em outras áreas verdes urbanas (Gardiner et al., 2013; Bonthoux et al., 2014).

A permeabilidade não foi explicativa para a riqueza de espécies presentes entre os habitats estudados, mas foi fundamental para a definição da comunidade de plantas presentes nestes ambientes (Tabela 1). A assembleia de plantas nativas e não-nativas ocorrentes em calçadas e lotes vagos foram significativamente distintas (Figura 4). Ambientes ruderais com áreas permeáveis menores, como os habitats pavimentados, permitiram ocorrência de comunidade mais restrita de plantas com traços generalistas. *P. oleraceae*, espécie com características de ciclo de vida curto, sementes resistentes, tolerância a intensidades de luz, temperatura e estresse hídrico, foi dominante em calçadas, representando 15% das plantas encontradas nesse habitat (Miyaniichi e Cavers, 1980). Em contraponto, o habitat lote vago abrigou uma comunidade mais ampla de plantas ao longo da cidade. Por ser um ambiente com maior cobertura vegetal, permite a presença de animais dispersores de sementes de remanescentes próximos, além de ser menos suscetível às perturbações das vias.

A similaridade da composição das comunidades encontrada para as diferentes classes de intensidade de urbanização, quando se analisa os dois habitats juntamente, dá indícios de possível homogeneização da flora espontânea urbana (McKinney, 2006). O processo de homogeneização da biota é conduzido pela introdução de espécies não-nativas e extinção de

nativas, tornando as comunidades mais semelhantes em assembleia de espécies (diversidade taxonômica), em características funcionais e filogenéticas (McKinney e Lockwood, 1999; Petsch et al., 2022). A maior incidência de não-nativas e os resultados obtidos para os traços funcionais analisados apoiam a homogeneização da flora, com maior frequência dos mesmos atributos em diferentes áreas do perímetro urbano. As formas de vida (exceto geófitas nativas), as síndromes de dispersão de sementes e altura foram similares no gradiente de intensidade de urbanização da cidade estudada (Tabela 1).

A forma de vida geófito, que foi mais presente em lotes vagos, é definida por Raunkiaer (1934) pela presença de gemas vegetativas subterrâneas (bulbos e rizomas, por exemplo) que utiliza maior área permeável para se propagar vegetativamente. O crescimento na frequência de geófitas nativas com o aumento da porcentagem de área cinza pode indicar a resistência de nativas com formas de vida que apresentam maior proteção de suas gemas vegetativas, ao ambiente de constante perturbações e eventos de escassez hídrica (Dafni et al., 1981). A maior frequência de geófitas em locais com maior incidência de pavimentação difere nossos resultados de estudos anteriores realizados em cidades de climas temperados, que indicam geófitos como formas de vida mais vulneráveis à extinção em áreas urbanas, em função da competição com espécies não-nativas mais altas e aquisitivas de nitrogênio (terófitas) (Willians et al., 2015).

Os terófitos que foram observados mais vezes nas três classes de intensidade de urbanização e foram mais presentes em calçadas, são frequentemente encontrados em locais mais urbanizados nas cidades (Willians et al., 2015, Blouin, et al., 2018; Hu et al., 2021). O ciclo de vida curto (anual), o elevado potencial reprodutivo, a plasticidade genética, fisiológica e morfológica e a resistência ao pisoteio, são características que definem a adaptação das terófitas as condições ambientais adversas presentes na cidade (Sukopp e Werner, 1983; Cole, 1995; Kalusová et al., 2017). Em contrapartida, os caméfitos e hemicriptófitos foram associados aos habitats verdes. Caméfito é uma forma de vida perene pouco resistente ao pisoteio, e hemicriptófito, de forma semelhante aos geófitos, tem suas gemas protegidas ao nível do solo, mas com característica de baixo crescimento, que o torna suscetível a extinção em ambientes urbanizados (Cole, 1995; Willians et al 2005). A presença dessas herbáceas em lotes vagos demonstra que esse habitat, que conta com menor interferência de pessoas em relação aos pavimentos, permite formas de vidas mais vulneráveis à extinção na cidade.

A predominância da autocoria entre as síndromes de dispersão, associada ao habitat de calçadas, se contrapondo com a baixa frequência de zoocoria, vinculada ao habitat de lotes na

cidade, pode indicar seleção da independência de vetores dispersivos convencionais nas plantas urbanas espontâneas. Ainda que o uso de estratégias de dispersão aleatória possa diminuir as chances de germinação em ambientes de predominância impermeável, a seleção deste traço na cidade pode ser devido ao alto custo de dispersão e à mediação dispersiva por humanos (Cheptou et al., 2008; Bullock e Pufal 2020). As sementes de plantas da cidade tendem a ser mais dispersadas pelo homem (Kalusová et al., 2017). A movimentação de veículos automóveis e pessoas em avenidas impermeáveis são importantes agentes dispersores da flora urbana, colaborando principalmente para a dispersão de espécies não-nativas a longas distâncias (von der Lippe e Kowarik 2008; Wichmann et al., 2008).

A probabilidade mais elevada de zoocoria em lotes vagos, ainda que em menor frequência geral, vinculou as poucas espécies desta síndrome de dispersão presentes na cidade aos ambientes de ocorrência de seus vetores. As manchas verdes de lotes vagos são utilizadas como refúgio de aves e artrópodes nativos, ou como área de vida de animais domésticos não-nativos, como por exemplo cães, gatos e cavalos (Knapp et al., 2010; Gardiner et al., 2013; Zuñiga-Palacios et al., 2020). Estes animais são vetores dispersivos para as espécies zoocóricas da cidade, mas estão sendo influenciados e substituídos por vetores antropogênicos em habitats fragmentados (Knapp et al., 2010; Bullock e Pufal, 2020).

A altura da comunidade, também correlacionada com o habitat de lotes, não se alterou com o aumento da intensidade de urbanização. Diferente de estudos que relataram anteriormente aumento de altura das plantas em gradientes mais urbanizados (Willians et al., 2015; Palma et al., 2016). O desenho amostral incluído inteiramente dentro do perímetro urbano pode ter direcionado a uniformidade das alturas. Considerando que no município de estudo existem leis municipais para limpeza urbana que torna obrigatória a capina regular de lotes e vias para o bem-estar e segurança da população (Itajubá, 1992;1997). A frequência da manutenção juntamente com a intensidade de pisoteio e a disponibilidade de área permeável interfere diretamente neste traço funcional, como ocorre com a cobertura vegetal da comunidade de plantas.

A característica funcional SLA foi explicada pela intensidade de urbanização (Tabela 1). O elevado valor de SLA em áreas com maior porcentagem de área cinza, determinado por folhas maiores e mais delgadas, sugere estratégia de crescimento rápido e melhor absorção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) das plantas desses locais (Pérez-Harguindeguy et al., 2016). As áreas de maior intensidade de urbanização que estudamos têm grande proximidade com o centro da cidade e contam com grande fluxo de pessoas. Devido ao uso intensificado, essas áreas são mais poluídas e manejadas formalmente (a cada 3 meses, de acordo com

informações obtidas com a prefeitura do município), ou informalmente pelos moradores do local. Dessa forma, maiores valores de SLA foram mais observados em decorrência da presença de plantas oportunistas com estratégia aquisitiva e com ciclo de vida curto (terófitas), que se estabelecem entre as perturbações da cidade. A correlação entre o aumento de SLA com a relação carbono-nitrogênio foliar, indicando alta taxa de absorção de nutrientes impulsionada pela pressão seletiva de poluentes nos centros urbanos, foi encontrado em plantas espontâneas no sudoeste da China (Hu et al., 2021). Seguindo a tendência da comunidade, as espécies *Amaranthus spinosus* e *Eleusine indica* responderam morfológicamente com variação positiva de SLA de forma intraespecífica ao longo do gradiente de urbanização, corroborando com a resposta prevista na cidade.

A herbivoria foi o único dano foliar explicado pelas variáveis urbanas estudadas, sendo associada ao habitat de maior cobertura vegetal. A heterogeneidade da paisagem urbana interfere na comunidade de insetos herbívoros, algumas vezes colaborando para menor presença desses grupos em ambientes urbanizados (Raupp et al., 2010; Miles et al., 2019). Porcentagens de herbivoria em carvalhos pedunculados foram positivamente relacionados com maior cobertura de dossel e negativamente relacionados com área impermeável em áreas urbanas da Europa (Valdés-Correcher et al., 2022). A cobertura por vegetação está diretamente vinculada com a presença de insetos herbívoros em regiões temperadas (Fernández-Tizón et al., 2020). O resultado obtido neste estudo demonstra que cidades tropicais também seguem essa tendência.

A presença de defesas químicas nas plantas é outro fator significativo na interação com os insetos herbívoros. Foi relatado que plantas em ambientes urbanos contam com menor presença de defesas químicas quando comparadas com ambientes rurais (Moreira et al., 2019; Santangelo et al., 2022). A presença instável de insetos herbívoros na cidade, a imprevisibilidade da disponibilidade hídrica e maiores taxas de nutrientes disponíveis fazem com que plantas urbanas tenham adaptação para não produzir de defesas químicas (Raupp et al., 2010; Moreira et al., 2019; Coley, 1985). Mesmo não quantificando essa variável no presente estudo, essa característica pode ter colaborado para ocorrência de porcentagens semelhantes de herbivoria da comunidade ao longo da cidade. A grande quantidade de plantas com crescimento rápido e ciclo de vida curtos encontrada na cidade corrobora com menor investimento em defesas sugerida pela Hipótese da Disponibilidade de Recursos (Coley, 1985).

Podemos concluir que nosso trabalho traz evidências sobre riqueza, cobertura vegetal, características funcionais e danos foliares da comunidade de plantas urbanas espontâneas,

pouco exploradas em gradientes urbanos de cidades neotropicais com menores densidades populacionais. Os resultados que obtivemos possibilitam importantes inferências para o conhecimento da forma como a biota é limitada pelos filtros ambientais urbanos dos trópicos e como eles se assemelham com cidades de diferentes pontos do globo. Nossa pesquisa demonstrou que habitats antropogênicos permeáveis, como os lotes vagos, abrangem maior variação de traços funcionais e interação com herbívoros quando comparados com habitats pavimentados de calçadas. Mesmo sendo uma área verde pouco valorizada pela população, os lotes podem ser utilizados de forma estratégica no planejamento ambiental urbano para conservação da flora, frente a crescente tendência de homogeneização biótica nas cidades. Dessa forma, é importante que mais estudos como o nosso sejam realizados, considerando demais fatores abióticos e a função das áreas construídas da cidade (social, econômica e ambiental), para determinação mais detalhada da interação homem-ambiente neste novo ecossistema.

6 Agradecimentos

Agradecemos à Universidade Federal de Lavras e à Universidade Federal de Itajubá pela estrutura cedida para o desenvolvimento das etapas da pesquisa, à Fapemig pela bolsa de estudos de apoio à pesquisa e aos amigos e colegas que colaboraram nas coletas e análises de nosso trabalho.

7 Referências

Angiosperm Phylogeny Group (2016). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181 (1): 1–20, doi:10.1111/boj.12385

Aronson, M. et al. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1780), 20133330. <http://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>

Aronson, M.F.J., Handel, S.N., La Puma, I.P. et al. (2015). Urbanization promotes non-native woody species and diverse plant assemblages in the New York metropolitan region. *Urban Ecosyst* 18, 31–45. <https://doi-org.ez26.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11252-014-0382-z>

Blouin, D., Pellerin, S. & Poulin, M. (2019). Increase in non-native species richness leads to biotic homogenization in vacant lots of a highly urbanized landscape. *Urban Ecosyst* 22, 879–892. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00863-9>

Blouin, D.; Pellerin, S.; Poulin, M. (2018). Changes in spontaneous flora of anthropogenic microhabitats along rural–urban gradients, *Journal of Urban Ecology*, Volume 4, Issue 1. <https://doi.org/10.1093/jue/juy013>

- Bonthoux, S. et al. (2014) How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landscape and Urban Planning*, 132 (79-88), ISSN 0169-2046. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.010>.
- Bonthoux, S. et al. (2019). More than weeds: Spontaneous vegetation in streets as a neglected element of urban biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, 185, p.163-172, 0169-2046. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.02.009>
- Bullock, JM, Pufal, G. (2020). Human-mediated dispersal as a driver of vegetation dynamics: A conceptual synthesis. *Journal of Vegetation Science*; 31: 943– 953. <https://doi.org/10.1111/jvs.12888>
- Cadotte, M.W., Yasui, S.L.E., Livingstone, S. et al. (2017). Are urban systems beneficial, detrimental, or indifferent for biological invasion?. *Biol Invasions* 19, 3489–3503. <https://doi.org/ez26.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10530-017-1586-y>
- Cheptou, P. -O., Carrue, O., Rouifed, S., & Cantarel, A. (2008). Rapid evolution of seed dispersal in an urban environment in the weed *Crepis sancta*. *PNAS*. doi 10.1073.
- Cole, D. (1995). Experimental Trampling of Vegetation. II. Predictors of Resistance and Resilience. *Journal of Applied Ecology*, v. 32, 215-224. <https://www.jstor.org/stable/2404430>
- Coley, P.; Bryant, J.; Chapin, S. (1985). Resource Availability and Plant Antiherbivore Defense. *Science*, V. 230, Issue 4728, 895-899. 10.1126/science.230.4728.895
- Congedo, Luca. Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. Release 4.8.0.1. 29 out. 2015. Disponível em: < <https://semiautomaticclassificationmanual-v5.readthedocs.io/en/latest/> >. Acesso em: 29 jul. 2021.
- Dafni, A.; Cohen, D.; Noy-Mier, I. (1981). Life-Cycle Variation in Geophytes *Annals of the Missouri Botanical Garden*, Vol. 68, No. 4, pp. 652-660. <https://www.jstor.org/stable/2398893>
- Felix, R. R. O. M., Alves, V. & Lima, J. P. (2019). Gestão do uso do solo no entorno do Rio Sapucaí em Itajubá (MG). *urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, 11, e20170180. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.011.001.AO02>
- Fernández-Tizón M.; Emmenegger T.; Perner J.; Hahn S. (2020). Arthropod biomass increase in spring correlates with NDVI in grassland habitat. *Naturwissenschaften*. 107(5):42. doi: 10.1007/s00114-020-01698-7. PMID: 32970225.
- Gaertner, M., Wilson, J.R.U., Cadotte, M.W. et al. (2017). Non-native species in urban environments: patterns, processes, impacts and challenges. *Biol Invasions* 19, 3461–3469. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1598-7>
- Gardiner, M.; Burkman, C.; Prajzner, S. (2013). The Value of Urban Vacant Land to Support Arthropod Biodiversity and Ecosystem Services, *Environmental Entomology*, V. 42, 6, 1123–1136, <https://doi.org/10.1603/EN12275>
- Godefroid, S., Koedam, N. (2007). Urban plant species patterns are highly driven by density and function of built-up areas. *Landscape Ecol* 22, 1227–1239. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9102-x>
- Godefroid, S.; Ricotta, C. (2018). Alien plant species do have a clear preference for different land uses within urban environments. *Urban Ecosyst* 21, 1189–1198. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0792-4>
- Grimm, N. et al. (2008). Global Change and the Ecology of Cities. *Science* 319, 756. DOI: 10.1126/science.1150195.

Heringer, G., Faria, L., Villa, P., Araujo, A., Botan, A., & Zenni, R. (2022). Urbanization affects the richness of invasive alien trees but has limited influence on species composition. *Urban Ecosystems*, 25(3), 753–763. <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01189-1>

Hu, L. et al. (2021). Urban growth drives trait composition of urban spontaneous plant communities in a mountainous city in China. *Journal of Environmental Management*, v293, 0301-4797. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112869>.

Hulme, P.E. (2015), Invasion pathways at a crossroad: policy and research challenges for managing alien species introductions. *J Appl Ecol*, 52: 1418-1424. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12470>

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE. (2010). Sinopse do Censo Demográfico de 2010. População residente, total, urbana total e urbana na sede municipal, em números absolutos e relativos, com indicação da área total e densidade demográfica, segundo as Unidades da Federação e os municípios – 20. Disponível em:<<https://censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?uf=31&dados=0>>. Acesso em: 20 jul. 2021.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE. (2020). Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, Estimativas da população residente com data de referência 1 de julho de 2020. Disponível em:< <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados.html?view=municipio>>. Acesso em: 20 jul. 2021.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE. (2021). IBGE divulga estimativa da população dos municípios para 2021. Disponível em: <<https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/31461-ibge-divulga-estimativa-da-populacao-dos-municipios-para-2021>>. Acesso em: 13 set. 2021.

Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES. (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. et al. IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.

IPCC, 2022: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Pörtner, H. O. et al. (eds.)]. Cambridge University Press. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 3056 pp., doi:10.1017/9781009325844

Itajubá. Lei complementar nº 3352/2019. Aprova o Plano Diretor de Desenvolvimento Integrado do Município de Itajubá e dá outras providências. Disponível em:< <http://www.itajuba.mg.gov.br/secretariaspmi/semup/plano-diretor/>>. Acesso em: 18 jul. 2021.

Itajubá. Lei municipal Nº 1898, de 28 de dezembro de 1992. Estabelece normas para a limpeza urbana no Município de Itajubá e dá outras providências. Disponível em: <https://www.legislacaodigital.com.br/Itajuba-MG/LeisOrdinarias/1898>. Acesso em: 13 set. 2022.

Itajubá. Lei Municipal Nº 2166, de 10 de dezembro de 1997. Dispõe sobre a limpeza, drenagem, construção de muro e passeio em terrenos e dá outras providências. Disponível em: http://www.itajuba.mg.gov.br/semob/imagens/Lei_2166.pdf. Acesso em: 13 set. 2022.

Ives, C.D. et al. (2016). The importance of cities for threatened species. *Global Ecology and Biogeography*, 25: 117-126. <https://doi.org/10.1111/geb.12404>

- Johnson, M. T. J. & Munshi-south, J. (2017). Evolution of life in urban environments. *Science*, 358, 6363. DOI: 10.1126/science.aam8327
- Johnson, M. T. J., Thompson, K. A., & Saini, H. S. (2015). Plant evolution in the urban jungle. *American Journal of Botany*, 102, 1951–1953. <https://doi.org/10.3732/ajb.1500386>.
- Kalusová, V., Čeplová, N. & Lososová, Z. (2017). Which traits influence the frequency of plant species occurrence in urban habitat types?. *Urban Ecosyst* 20, 65–75. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0588-3>
- Knapp, S. et al. (2021). A Research Agenda for Urban Biodiversity in the Global Extinction Crisis, *BioScience*, v. 71, 3, 268–279 pp. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa141>
- Knapp, S.; Kühn, I.; Stolle, J.; Klotz, S. (2010). Changes in the functional composition of a Central European urban flora over three centuries. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v.12, 3, 235-244, ISSN 1433-8319. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2009.11.001>.
- Kozlov, MV; Lanta, V; Zverev, V; Rainio, K; Kunavin, MA; Zvereva, EL. (2017) Decreased losses of woody plant foliage to insects in large urban areas are explained by bird predation. *Glob Change Biol.*; 23: 4354–4364. <https://doi.org/10.1111/gcb.13692>
- Kuhman, T.R., Pearson, S.M., Turner, M.G. (2010). Effects of land-use history and the contemporary landscape on non-native plant invasion at local and regional scales in the forest-dominated southern Appalachians. *Landscape Ecol* 25:1433–1445. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9500-3>
- Kühn, I., Wolf, J. & Schneider, A. (2017). Is there an urban effect in alien plant invasions?. *Biol Invasions* 19, 3505–3513. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1591-1>
- Lin, B.B.; Fuller, R.A. (2013). FORUM: Sharing or sparing? How should we grow the world's cities?. *J Appl Ecol*, 50: 1161-1168. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12118>
- Lortie, C. J. et al. (2004). Rethinking plant community theory. *Oikos*, 107: 433-438. <https://doi-org.ez26.periodicos.capes.gov.br/10.1111/j.0030-1299.2004.13250.x>
- Lososová, Z., Chytrý, M., Tichý, L., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., Kintrová, K., Kühn, I., Láníková, D., Otýpková, Z. and Řehořek, V. (2012). Native and alien floras in urban habitats: a comparison across 32 cities of central Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 21: 545-555. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00704.x>
- Martins e Batalha (2001). Classificação de formas de vida de plantas vasculares terrícolas segundo Raunkiaer: uma chave comentada. Apostila – Universidade Estadual de Campinas, 2001. Disponível em: <<https://www2.ib.unicamp.br/profs/fsantos/bt682/2003/Apostila-FormasVida-2003.pdf>>. Acesso em: 15 ago. 2022.
- McKinney, M. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems, *BioScience*, v52, 10, 883–890. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)
- McKinney, M. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, v.127, 3, 247-260, 0006-3207. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>.
- McKinney, M. L., Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*. 14, 11, 450-453, ISSN 0169-5347. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1).

- McKinney, M.L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst* 11, 161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- Milanović, M., Kühn, I., Pyšek, P. et al. (2021). Functional diversity changes in native and alien urban flora over three centuries. *Biol Invasions* 23, 2337–2353. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02509-4>
- Miles LS; Breitbart S; Wagner HH; Johnson MTJ. (2019). Urbanization Shapes the Ecology and Evolution of Plant-Arthropod Herbivore Interactions. *Front. Ecol. Evol.* 7:310. doi: 10.3389/fevo.2019.00310
- Miyanichi, K.; Cavers, P. (1980). The biology of Canadian weeds: 40 - *Portulaca oleracea* L. *Can. J. Plant Sci.* 60:-953-963.
- Moreira, X., et al. (2019). Impacts of urbanization on insect herbivory and plant defences in oak trees. *Oikos*, 128: 113-123. <https://doi.org/10.1111/oik.05497>
- Moreno-Monroy, A. I.; Schiavina, M.; Veneri, P. (2021). Metropolitan areas in the world. Delineation and population trends. *Journal of Urban Economics*, v. 125, 103242, ISSN 0094-1190, <https://doi.org/10.1016/j.jue.2020.103242>
- Nock, C. A. et al. (2013). Effects of Urbanization on Tree Species Functional Diversity in Eastern North America. *Ecosystems* 16, 1487–1497. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9697-5>
- Oksanen, J. et al. (2020). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Omar, M. et al. (2018). Drivers of the distribution of spontaneous plant communities and species within urban tree bases. *Urban Forestry & Urban Greening*, 35, p.174-191, 1618-8667. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.08.018>.
- Padayachee, A. L. et al. (2017). How do invasive species travel to and through urban environments? *Biol Invasions*. doi:10.1007/s10530-017-1596-9
- Palma, E., Catford, J. A., Corlett, R. T., Duncan, R. P., Hahs, A. K., McCarthy, M. A., McDonnell, M. J., Thompson, K., Williams, N. S.G. and Vesk, P. A. (2016). Functional trait changes in the floras of 11 cities across the globe in response to urbanization. *Ecography*. doi:10.1111/ecog.02516
- Peres, M. K. (2016). Estratégias de dispersão de sementes no bioma Cerrado: considerações ecológicas e filogenéticas. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade de Brasília, Brasília, 2016.
- Pérez-Harguindeguy, et al. (2016). New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 64, 715–716 Corrigendum. http://dx.doi.org/10.1071/BT12225_CO
- Perry, K.I. et al. Vacant lot soil degradation and mowing frequency shape communities of belowground invertebrates and urban spontaneous vegetation. *Urban Ecosyst* 24, 737–752 (2021). <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01069-0>
- Petsch, D.K., Bertoincin, A.P.d.S., Ortega, J.C.G. and Thomaz, S.M. (2022), Non-native species drive biotic homogenization, but it depends on the realm, beta diversity facet and study design: a meta-analytic systematic review. *Oikos*, 2022:.. <https://doi.org/10.1111/oik.08768>
- Pyšek, P., et al. (2012). A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and

environment. *Glob Change Biol*, 18: 1725-1737. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x>

R Development Core Team (2021) R: A language and environment for statistical computing. Version 4.0.5. R Foundation for Statistical. Vienna, Austria. Available: <http://www.r-project.org/>.

Raunkiaer, C. (1934). *The life forms of plants and statistical plant geography*. Clarendon Press: Oxford, UK.

Raupp, M.; Shrewsbury, P.; Herms, D. (2010). Ecology of Herbivorous Arthropods in Urban Landscapes. *Annual Review of Entomology* 2010 55:1, 19-38. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-112408-085351>

REFLORA. (2022). Plantas do Brasil: Resgate Histórico e Herbário Virtual para o Conhecimento e Conservação da Flora Brasileira: Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 12 ago. 2022.

Robinson, S.L., Lundholm, J.T. (2012). Ecosystem services provided by urban spontaneous vegetation. *Urban Ecosyst* 15, 545–557. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0225-8>

Sá Júnior, A. D. (2009). *Aplicação da classificação de Köppen para o zoneamento climático do estado de Minas Gerais (Doctoral dissertation, Dissertação (Ph. D. em Engenharia Agrícola) -Universidade Federal de Lavras)*.

Salomon Cavin, J., Kull, C.A. (2017). Invasion ecology goes to town: from disdain to sympathy. *Biol Invasions* 19, 3471–3487. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1588-9>

Santangelo, J. et al. (2022). Global urban environmental change drives adaptation in white clover. *Science*, v. 375, Issue 6586, pp. 1275-1281. 10.1126/science.abk0989

Schneider, C. A., Rasband, W. S., & Eliceiri, K. W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods*, 9(7), 671–675. doi:10.1038/nmeth.2089

Schwoertzig, E. et al. (2016). Plant ecological traits highlight the effects of landscape on riparian plant communities along an urban–rural gradient. *Ecological Indicators*, v61 p2, 568-576, 1470-160X. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.008>.

Souza e Silva, J. L., et al. (2020). High richness of exotic trees in tropical urban green spaces: Reproductive systems, fruiting and associated risks to native species. *Urban Forestry & Urban Greening*. 50, 126659. ISSN 1618-8667. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126659>.

Sukopp, H. & P Werner, P. (1983). *Urban environments and vegetation*. In: *Man's impact on vegetation*. ISBN 90 6193 685 3, 1983, Dr W. Junk Publishers, The Hague/ Boston/ London.

Tredici, P. D. (2010). Spontaneous Urban Vegetation: Reflections of Change in a Globalized World. *Nature and Culture*, 5(3). doi:10.3167/nc.2010.050305

United Nations. (2018). *World urbanization prospects: The 2018 revision*. New York: United Nations.

Valdés-Correcher, E. et al. (2022). Herbivory on the pedunculate oak along an urbanization gradient in Europe: Effects of impervious surface, local tree cover, and insect feeding guild. *Ecology and Evolution*, 12, e8709. <https://doi.org/10.1002/ece3.8709>

Vida Meio Ambiente. (2010). *Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí. Resumo Executivo*. Belo Horizonte, agosto de 2010. Disponível em:<<http://www.cbhsapucaí.org.br/Pagina.do?idSecao=53.html>>. Acesso em: 20 jul. 2021.

von der Lippe, M. and Kowarik, I. (2008). Do cities export biodiversity? Traffic as dispersal vector across urban–rural gradients. *Diversity and Distributions*, 14: 18-25. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00401.x>

Wichmann, M. (2008). Human-mediated dispersal of seeds over long distances. *Biological Sciences*, V. 276, Issue 1656. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.1131>

Williams, N. S., Hahs, A. K., & Vesk, P. A. (2015). Urbanisation, plant traits and the composition of urban floras. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17(1), 78-86.

Williams, N.; Morgan, J.; McDonnell, M.; McCarthy, M. (2005). Plant traits and local extinctions in natural grasslands along an urban–rural gradient. *Journal of Ecology*, 93: 1203-1213. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.01039.x>

Williams, N.S., et al. (2009). A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. *Journal of Ecology*, 97: 4-9. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01460.x>

Winkler, J., Vaverková, M. D., & Havel, L. (2023). Anthropogenic life strategy of plants. *The Anthropocene Review*, 0(0). <https://doi.org/10.1177/20530196221149120>

Xirocostas, Z. A., Debono, S. A., Slavich, E., & Moles, A. T. (2022). The ZAX Herbivory Trainer—Free software for training researchers to visually estimate leaf damage. *Methods in Ecology and Evolution*, 13, 596– 602. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13785>

Zhao, J. et al. (2010). Plant species composition in green spaces within the built-up areas of Beijing, China. *Plant Ecol* 209, 189–204. <https://doi.org/10.1007/s11258-009-9675-3>

ANEXO 1

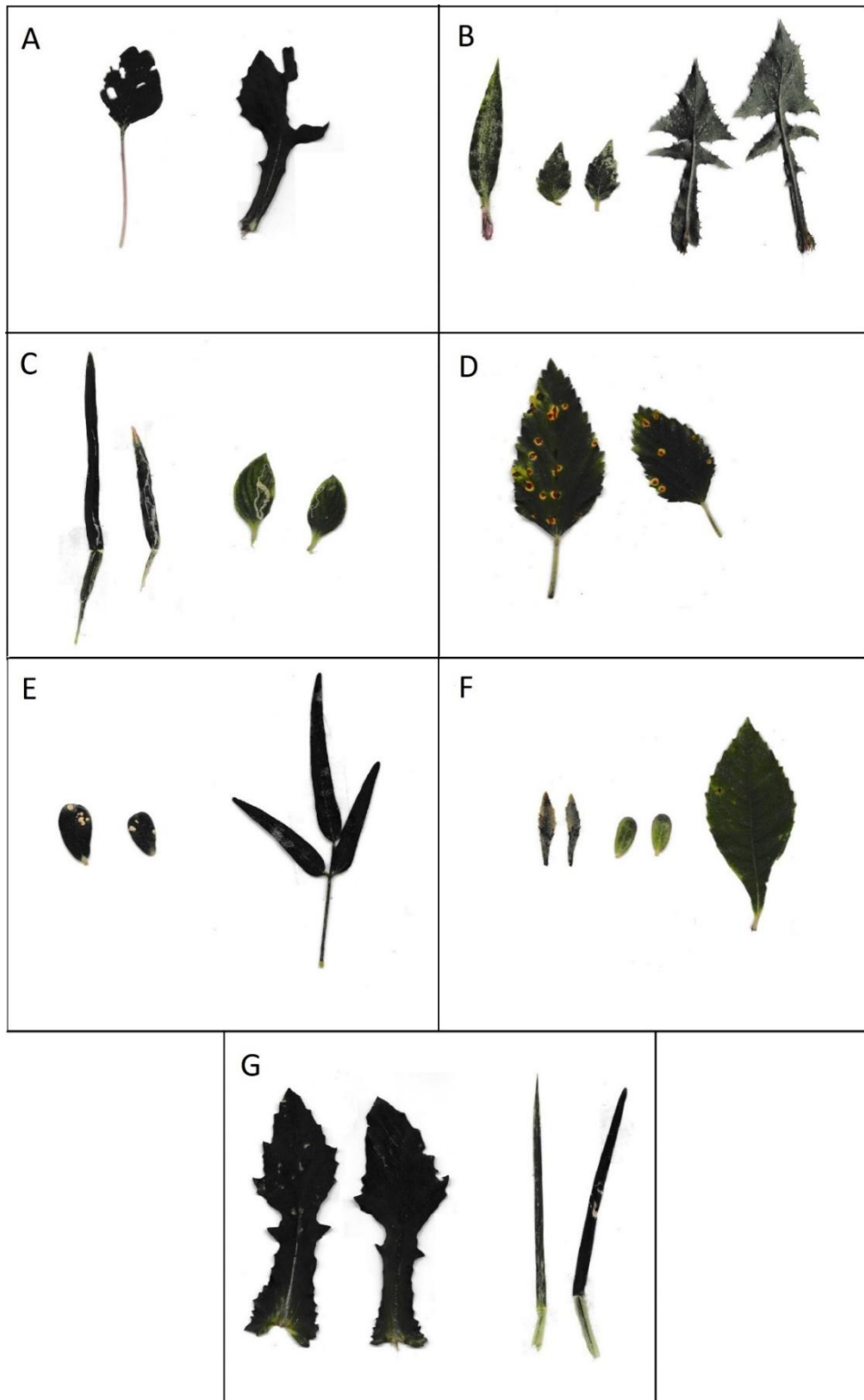


Figura 11 - Exemplos dos danos foliares observados. Herbivorias: (A) mastigação (B) rapagem/sucção; (C) minas; (D) galhas. Patologias: (E) fungos; (F) manchas. E pisoteio (G). Foto da autora.

ANEXO 2

Tabela 2 - Lista das espécies estudadas e informações sobre família, forma de vida, síndrome de dispersão, hábito, biogeografia e frequência de ocorrência na cidade. Forma de vida: CAME = caméfito, FANE = fanerófito, GEO = geófito, HEMI = hemicriptófito e TERO = terófito. Síndrome de dispersão: ANEM = anemocoria, AUTO = autocoria e ZOO = zoocoria. Hábito: ARB = arbustivo, HERB = herbáceo, LIA = liana, SUBARB = subarbustivo. Biogeografia: NAT = nativa e EXO = não-nativa.

Espécie	Família	Forma de vida	Síndrome de dispersão	Hábito	Biogeografia	Frequência
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Asteraceae	TERO	ZOO	HERB	NAT	0,3
<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	Amaranthaceae	HEMI	AUTO	SUBARB	NAT	1,8
<i>Amaranthus blitum</i> L.	Amaranthaceae	TERO	ANEM	HERB	EXO	1,7
<i>Amaranthus spinosus</i> L.	Amaranthaceae	TERO	ZOO	HERB	EXO	3,8
<i>Amaranthus viridis</i> L.	Amaranthaceae	TERO	ANEM	HERB	EXO	0,1
<i>Andropogon bicornis</i> L.	Poaceae	TERO	ANEM	HERB	NAT	0,1
<i>Asclepias curassavica</i> L.	Asclepiadaceae	CAME	ANEM	HERB	NAT	0,1
<i>Bidens alba</i> (L.) DC.	Asteraceae	TERO	ZOO	HERB	NAT	1,4
<i>Bidens pilosa</i> L.	Asteraceae	TERO	ZOO	HERB	EXO	0,1
<i>Boerhavia diffusa</i> L.	Nyctaginaceae	CAME	ZOO	HERB	EXO	0,1
<i>Catharanthus roseus</i> (L.) Don	Apocynaceae	CAME	AUTO	SUBARB	EXO	0,1
<i>Cenchrus echinatus</i> L.	Poaceae	TERO	ZOO	HERB	NAT	0,1
<i>Christella dentata</i> (Forssk.) Brownsey & Jermy	Thelypteriaceae	GEO	AUTO	HERB	NAT	0,1
<i>Commelina benghalensis</i> L.	Commelinaceae	HEMI	AUTO	HERB	EXO	0,4
<i>Commelina diffusa</i> Burm. f.	Commelinaceae	HEMI	AUTO	HERB	EXO	0,8
<i>Commelina erecta</i> L.	Commelinaceae	HEMI	AUTO	HERB	EXO	1,4
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	Asteraceae	TERO	ANEM	SUBARB	NAT	1,1
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	Asteraceae	CAME	ANEM	SUBARB	NAT	1,0
<i>Coronopus didymus</i> (L.) Sm.	Brassicaceae	TERO	AUTO	HERB	EXO	0,4
<i>Cosmos sulphureus</i> Cav.	Asteraceae	TERO	ZOO	SUBARB	EXO	0,6

Espécie	Família	Forma de vida	Síndrome de dispersão	Hábito	Biogeografia	Frequência
<i>Crotalaria lanceolata</i> E. Mey.	Fabaceae	TERO	AUTO	SUBARB	EXO	0,1
<i>Cucumis anguria</i> L.	Cucurbitaceae	TERO	ZOO	LIA	NAT	0,1
<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.F.Macbr.	Lythraceae	TERO	AUTO	SUBARB	NAT	0,3
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Poaceae	HEMI	AUTO	HERB	EXO	0,3
<i>Cyperus meyenianus</i> Kunth	Cyperaceae	GEO	AUTO	HERB	NAT	0,4
<i>Cyperus rotundus</i> L.	Cyperaceae	GEO	AUTO	HERB	EXO	2,8
<i>Desmodium uncinatum</i> (Jacq.) DC.	Fabaceae	TERO	ZOO	SUBARB	NAT	0,3
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	Asteraceae	TERO	AUTO	HERB	NAT	1,7
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Poaceae	TERO	AUTO	HERB	EXO	6,0
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	Asteraceae	TERO	ANEM	HERB	EXO	2,9
<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P. Beauv.	Poaceae	HEMI	AUTO	HERB	EXO	1,7
<i>Eragrostis plana</i> Nees	Poaceae	HEMI	AUTO	HERB	EXO	0,1
<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	Euphorbiaceae	TERO	AUTO	HERB	NAT	0,1
<i>Euphorbia hirta</i> L.	Euphorbiaceae	TERO	AUTO	HERB	NAT	2,7
<i>Euphorbia prostrata</i> Aiton	Euphorbiaceae	TERO	AUTO	HERB	NAT	4,6
<i>Ficus pumila</i> L.	Moraceae	HEMI	ZOO	LIA	EXO	0,1
<i>Galinsoga quadriradiata</i> Ruiz & Pav.	Asteraceae	TERO	ANEM	HERB	EXO	6,7
<i>Gymnanthemum amygdalinum</i> (Delile) Sch.Bip. ex Walp.	Asteraceae	FANE	ANEM	ARB	EXO	1,0
<i>Hyparrhenia rufa</i> (Nees) Stapf	Poaceae	HEMI	ZOO	HERB	EXO	0,1
<i>Indigofera hirsuta</i> L.	Fabaceae	HEMI	AUTO	SUBARB	NAT	0,1
<i>Indigofera suffruticosa</i> Mill.	Fabaceae	HEMI	AUTO	SUBARB	NAT	0,3
<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	Convolvulaceae	HEMI	AUTO	LIA	NAT	1,1
<i>Lepidium virginicum</i> L.	Brassicaceae	TERO	ANEM	HERB	EXO	0,7
<i>Ludwigia elegans</i> (Cambess.) H.Hara	Onagraceae	CAME	AUTO	SUBARB	NAT	0,3

Espécie	Família	Forma de vida	Síndrome de dispersão	Hábito	Biogeografia	Frequência
<i>Macroptilium lathyroides</i> (L.) Urb.	Fabaceae	TERO	AUTO	HERB	NAT	0,7
<i>Malvastrum coromandelianum</i> Garcke	Malvaceae	CAME	AUTO	SUBARB	NAT	1,4
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	Poaceae	TERO	ANEM	HERB	EXO	0,3
<i>Mirabilis jalapa</i> L.	Nyctaginaceae	CAME	AUTO	SUBARB	EXO	0,1
<i>Morus alba</i> L.	Moraceae	FANE	ZOO	ARB	EXO	0,1
<i>Oldenlandia corymbosa</i> L.	Rubiaceae	TERO	AUTO	HERB	EXO	2,8
<i>Oxalis corniculata</i> L.	Oxalidaceae	GEO	AUTO	HERB	EXO	1,1
<i>Oxalis latifolia</i> Kunth	Oxalidaceae	GEO	AUTO	HERB	EXO	0,6
<i>Parthenium hysterophorus</i> L.	Asteraceae	TERO	AUTO	HERB	EXO	0,6
<i>Paspalum virgatum</i> L.	Poaceae	HEMI	AUTO	HERB	NAT	0,3
<i>Phenax sonneratii</i> (Poir.) Wedd.	Urticaceae	TERO	AUTO	SUBARB	NAT	0,4
<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	Phyllanthaceae	TERO	AUTO	HERB	NAT	1,3
<i>Pilea microphylla</i> (L.) Liebm.	Urticaceae	HEMI	AUTO	HERB	EXO	3,2
<i>Plantago major</i> L.	Plantaginaceae	HEMI	AUTO	HERB	EXO	1,1
<i>Plectranthus barbatus</i> Andr.	Lamiaceae	FANE	AUTO	ARB	EXO	0,1
<i>Plectranthus neochilus</i> Schltr.	Lamiaceae	CAME	AUTO	HERB	EXO	0,1
<i>Polygonum capitatum</i> Buch.-Ham. ex D. Don	Polygonaceae	HEMI	AUTO	HERB	EXO	0,4
<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	Asteraceae	TERO	ANEM	HERB	NAT	0,1
<i>Portulaca oleracea</i> L.	Portulacaceae	TERO	AUTO	HERB	EXO	9,4
<i>Praxelis diffusa</i> (Rich.) Pruski	Asteraceae	TERO	ZOO	HERB	NAT	0,1
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	Rubiaceae	TERO	ZOO	HERB	NAT	1,5
<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	FANE	AUTO	ARB	EXO	0,7
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	Poaceae	GEO	ANEM	HERB	NAT	0,8
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Malvaceae	CAME	ZOO	SUBARB	NAT	1,0
<i>Sida spinosa</i> L.	Malvaceae	CAME	ZOO	SUBARB	NAT	1,3
<i>Sigesbeckia orientalis</i> L.	Asteraceae	TERO	ZOO	HERB	EXO	1,8

Espécie	Família	Forma de vida	Síndrome de dispersão	Hábito	Biogeografia	Frequência
<i>Sinapis arvensis</i> L.	Brassicaceae	TERO	AUTO	HERB	EXO	0,1
<i>Solanum americanum</i> Mill.	Solanaceae	TERO	ZOO	HERB	NAT	1,3
<i>Solanum lycopersicum</i> L.	Solanaceae	CAME	ZOO	SUBARB	EXO	0,3
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Asteraceae	TERO	ANEM	HERB	NAT	2,8
<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	Poaceae	GEO	AUTO	HERB	EXO	0,1
<i>Sorghum sp.</i>	Poaceae	GEO	AUTO	HERB	EXO	0,1
<i>Stemodia verticillata</i> (Mill.) Hassl.	Plantaginaceae	CAME	AUTO	HERB	NAT	1,3
<i>Talinum paniculatum</i> (Jacq.) Gaertn.	Portulacaceae	TERO	AUTO	HERB	NAT	0,4
<i>Tanacetum parthenium</i> (L.) Sch.Bip.	Asteraceae	CAME	AUTO	HERB	EXO	0,1
<i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims	Acanthaceae	HEMI	AUTO	LIA	EXO	0,1
<i>Tridax procumbens</i> L.	Asteraceae	CAME	ANEM	HERB	EXO	0,4
<i>Turnera subulata</i> Sm.	Turneraceae	CAME	ZOO	SUBARB	NAT	0,3
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R. D. Webster	Poaceae	GEO	AUTO	HERB	EXO	5,7
<i>Verbena litoralis</i> Kunth	Verbenaceae	CAME	AUTO	HERB	NAT	2,2
<i>Xanthium strumarium</i> L.	Asteraceae	TERO	ZOO	SUBARB	EXO	0,3
<i>Youngia japonica</i> (L.) DC.	Asteraceae	TERO	ANEM	HERB	EXO	0,7
<i>Zoysia japonica</i> Steud.	Poaceae	HEMI	AUTO	HERB	EXO	1,1
<i>Zoysia sp.</i>	Poaceae	HEMI	AUTO	HERB	EXO	0,6

ANEXO 3

Tabela 3 – Relações não-significativas das variáveis dependentes em função das variáveis independentes para os atributos da comunidade analisados, para valor de $p \geq 0,05$. Biogeografia = origem do grupo de espécies; Estimate/Odds ratio = coeficiente angular estimado ou probabilidade predita; X^2/F = valor de chi-quadrado ou de F; R^2 = coeficiente de determinação; df = graus de liberdade; p = valor de p.

Variável dependente	Variável independente	Biogeografia	Estimate/ odds ratio	X^2/F	R^2	df	p
Riqueza	% Área cinza	Nativas	-0,009	3,01	0,16	1	0,082
Riqueza	% Área cinza	Não-nativas	-0,004	2,969	0,16	1	0,084
Riqueza	Habitat	Todas	0,17	2,469	0,12	1	0,11
Riqueza	Habitat	Nativas	0,4	3,812	0,19	1	0,06
Riqueza	Habitat	Não-nativas	0,019	0,028	0,001	1	0,866
Cobertura vegetal	% Área cinza	Todas	-4,86	1,3	0,01	1	0,27
Cobertura vegetal	% Área cinza	Nativas	-1,28	0,188	0,01	1	0,664
Cobertura vegetal	% Área cinza	Não-nativas	-3,92	1,933	0,05	1	0,183
Composição de espécies	Classes de intensidade de urbanização	Todas	-	0,964	0,11	2	0,497
Composição de espécies	Classes de intensidade de urbanização	Nativas	-	1,422	0,15	2	0,07
Composição de espécies	Classes de intensidade de urbanização	Não-nativas	-	0,641	0,07	2	0,956
Forma de vida: Caméfito	% Área cinza	Todas	0,99	0,02	0,002	1	0,886
Forma de vida: Caméfito	% Área cinza	Nativas	1	0,016	0,001	1	0,897
Forma de vida: Caméfito	% Área cinza	Não-nativas	1	0,03	0	1	0,855
Forma de vida: Caméfito	Habitat	Nativas	1,97	2,17	0,11	1	0,14
Forma de vida: Caméfito	Habitat	Não-nativas	1,87	0,94	0,001	1	0,33
Forma de vida: Geófito	% Área cinza	Todas	1	0,28	0,01	1	0,59
Forma de vida: Geófito	% Área cinza	Não-nativas	0,99	0,1	0,01	1	0,74
Forma de vida: Geófito	Habitat	Nativas	1,18	0,019	0,001	1	0,89
Forma de vida: Hemicriptófito	% Área cinza	Todas	1,01	2,24	0,1	1	0,13
Forma de vida: Hemicriptófito	% Área cinza	Nativas	1,02	1,83	0,05	1	0,17
Forma de vida: Hemicriptófito	% Área cinza	Não-nativas	1	0,97	0,05	1	0,32
Forma de vida: Hemicriptófito	Habitat	Todas	1,67	2,67	0,13	1	0,1

Variável dependente	Variável independente	Biogeografia	Estimate/ odds ratio	X ² /F	R ²	df	p
Hemicriptófito							
Forma de vida: Hemicriptófito	Habitat	Não-nativas	1,18	0,32	0,01	1	0,56
Forma de vida: Terófito	% Área cinza	Todas	0,99	0,68	0,04	1	0,4
Forma de vida: Terófito	% Área cinza	Nativas	0,97	2,95	0,15	1	0,08
Forma de vida: Terófito	% Área cinza	Não-nativas	0,99	0,005	0	1	0,94
Forma de vida: Fanerófito	% Área cinza	Não-nativas	0,99	0,29	0,01	1	0,59
Forma de vida: Fanerófito	Habitat	Não-nativas	0,78	0,12	0,007	1	0,71
Síndrome de dispersão: Autocórica	% Área cinza	Todas	1	0,3	0,01	1	0,583
Síndrome de dispersão: Autocórica	% Área cinza	Nativas	0,99	0,033	0,001	1	0,853
Síndrome de dispersão: Autocórica	% Área cinza	Não-nativas	1	1,88	0,09	1	0,17
Síndrome de dispersão: Autocórica	Habitat	Todas	0,67	3,862	0,19	1	0,06
Síndrome de dispersão: Autocórica	Habitat	Não-nativas	0,39	0,13	0,26	1	0,7
Síndrome de dispersão: Zoocórica	% Área cinza	Todas	0,99	0,188	0,01	1	0,66
Síndrome de dispersão: Zoocórica	% Área cinza	Nativas	1	0,02	0	1	0,877
Síndrome de dispersão: Zoocórica	% Área cinza	Não-nativas	0,99	0,44	0,02	1	0,506
Síndrome de dispersão: Anemocórica	% Área cinza	Todas	0,998	0,07	0,004	1	0,79
Síndrome de dispersão: Anemocórica	% Área cinza	Nativas	1	0,022	0	1	0,882
Síndrome de dispersão: Anemocórica	% Área cinza	Não-nativas	0,99	0,45	0,02	1	0,49
Síndrome de dispersão: Anemocórica	Habitat	Todas	0,8	0,968	0,05	1	0,32
Síndrome de dispersão: Anemocórica	Habitat	Nativas	1,298	0,341	0,02	1	0,55
Síndrome de dispersão: Anemocórica	Habitat	Não-nativas	0,67	2,92	0,006	1	0,08

Variável dependente	Variável independente	Biogeografia	Estimate/ odds ratio	X ² /F	R ²	df	p
Altura	% Área cinza	Todas	-0,025	0,024	0,06	1	0,878
Altura	% Área cinza	Nativas	-0,189	0,574	0,03	1	0,459
Altura	% Área cinza	Não-nativas	0,017	0,01	0,06	1	0,92
Altura	Habitat	Nativas	10,753	1,291	0,01	1	0,272
SLA	Habitat	Todas	-0,023	< 0,001	0,06	1	0,997
SLA	Habitat	Nativas	-3,26	0,508	0,03	1	0,486
SLA	Habitat	Não-nativas	2,266	0,079	0,004	1	0,781
Herbivoria	% Área cinza	Todas	0,99	0,005	0	1	0,94
Herbivoria	% Área cinza	Nativas	0,99	0,74	0,03	1	0,38
Herbivoria	% Área cinza	Não-nativas	1	0,11	0,007	1	0,73
Herbivoria	Habitat	Não-nativas	1,9	2,88	0,13	1	0,08
Patógenos	% Área cinza	Todas	0,99	0,59	0,029	1	0,44
Patógenos	% Área cinza	Nativas	0,99	0,08	0,006	1	0,77
Patógenos	% Área cinza	Não-nativas	0,99	0,88	0,03	1	0,34
Patógenos	Habitat	Todas	0,65	1,31	0,07	1	0,25
Patógenos	Habitat	Nativas	0,94	0,019	0,001	1	0,88
Patógenos	Habitat	Não-nativas	0,99	0,88	0,03	1	0,34
Pisoteio	% Área cinza	Todas	0,98	0,88	0,05	1	0,34
Pisoteio	% Área cinza	Nativas	1	0,04	0,003	1	0,83
Pisoteio	% Área cinza	Não-nativas	0,98	1	0,06	1	0,31
Pisoteio	Habitat	Todas	0,5	2,57	0,13	1	0,1
Pisoteio	Habitat	Nativas	0,45	1,83	0,1	1	0,17
Pisoteio	Habitat	Não-nativas	0,55	1,88	0,1	1	0,16