



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E
BIODIVERSIDADE

MEIRIELLY MARCELINA PALHARES

**Diversidade, estrutura da rede de interações e fisiologia de epífitas vasculares em
áreas urbanas**

Uberlândia - MG

2024

MEIRIELLY MARCELINA PALHARES

Diversidade, estrutura da rede de interações e fisiologia de epífitas vasculares em áreas urbanas

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia, Conservação e Biodiversidade.

Orientadora:

Prof^a Dra. Ana Sílvia Franco Pinheiro Moreira

Instituto de Biologia

Uberlândia - MG

Julho/2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

P161d
2024 Palhares, Meirielly Marcelina, 1995-
Diversidade, estrutura da rede de interações e fisiologia de epífitas vasculares em áreas urbanas [recurso eletrônico] / Meirielly Marcelina Palhares. - 2024.

Orientadora: Ana Sílvia Franco Pinheiro Moreira.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade.

Modo de acesso: Internet.

Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.di.2024.5063>

Inclui bibliografia.

Inclui ilustrações.

1. Ecologia. I. Moreira, Ana Sílvia Franco Pinheiro, 1980-, (Orient.).
II. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade. III. Título.

CDU: 574

André Carlos Francisco
Bibliotecário Documentalista - CRB-6/3408



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia,
Conservação e Biodiversidade

Av. Pará, 1720, Bloco 2D, Sala 26 - Bairro Umuarama, Uberlândia-MG, CEP 38405-320
Telefone: (34) 3225-8641 - www.pggeco.ib.ufu.br - ecologia@umuarama.ufu.br



ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Ecologia, Conservação e Biodiversidade				
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, número 346, PPGECB				
Data:	trinta de julho de dois mil e vinte e quatro	Hora de início:	13:38	Hora de encerramento:	16:25
Matrícula do Discente:	12222ECR007				
Nome do Discente:	Meirielly Marcelina Palhares				
Título do Trabalho:	Diversidade, estrutura da rede de interações e fisiologia de epífitas vasculares em áreas urbanas				
Área de concentração:	Ecologia				
Linha de pesquisa:	Ecologia de populações				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Estrutura e desenvolvimento de plantas do Cerrado				

Reuniu-se por videoconferência a Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade assim composta pelos doutores: Enilson de Barros Silva - UFVJM; Leonardo de Melo Versieux - UFRN e Ana Silvia Franco Pinheiro Moreira - INBIO/UFU, orientador(a) do(a) candidato(a).

Iniciando os trabalhos o(a) presidente da mesa, Dr(a). Ana Silvia Franco Pinheiro Moreira, apresentou a Comissão Examinadora e o(a) candidato(a), agradeceu a presença do público e concedeu ao(à) Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do(a) Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir o(a) senhor(a) presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos(às) examinadores(as), que passaram a arguir o(a) candidato(a). Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando o(a) candidato(a):

Aprovado.

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Ana Silvia Franco Pinheiro Moreira, Professor(a) do Magistério Superior**, em 30/07/2024, às 16:18, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Enilson de Barros Silva, Usuário Externo**, em 31/07/2024, às 18:03, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Leonardo de Melo Versieux, Usuário Externo**, em 01/08/2024, às 08:50, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **5521910** e o código CRC **COA8B4E4**.

Referência: Processo nº 23117.043972/2024-62

SEI nº 5521910

AGRADECIMENTOS

Agradeço, em primeiro lugar, à Deus, por Sua infinita bondade, que me acompanhou ao longo desta jornada. Sem a Sua orientação e apoio, a realização deste trabalho não teria sido possível.

Gostaria de expressar minha profunda gratidão à Universidade Federal de Uberlândia (UFU), ao Instituto de Biologia (INBIO/UFU) e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade (PPGECB/UFU) pela oportunidade e pelo suporte concedidos durante meu mestrado.

À FAPEMIG e ao CNPq por financiarem os projetos no laboratório de Fisiologia Vegetal e assim permitirem a realização deste trabalho.

Agradeço imensamente ao Laboratório de Fisiologia Vegetal (LAFIVE), ao Laboratório de Anatomia e Desenvolvimento Vegetal (LADEVI) e ao Laboratório de Morfologia Vegetal, Microscopia e Imagem (LAMOVI) pelo apoio técnico e infraestrutura que foram essenciais para a realização deste trabalho.

Expresso minha profunda gratidão à minha orientadora, Dra. Ana Sílvia F. P. Moreira, por todo o apoio, orientação e dedicação ao longo desses anos. Sua sabedoria, paciência e generosidade foram fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho. Sou grata pelos inúmeros conselhos e pela confiança que depositou em mim, sempre me incentivando a alcançar o meu melhor. Sua contribuição foi indispensável para o meu crescimento acadêmico e pessoal.

Gostaria de expressar minha sincera gratidão à Jéssica e à Amanda pela incrível parceria durante todas as etapas do mestrado. Agradeço não apenas pela ajuda prática e técnica, mas também pelo apoio moral e pela amizade que tornaram cada etapa deste processo mais leve e agradável. Agradeço por me acompanharem e me auxiliarem durante as coletas de dados no campo, preparos e análises em laboratório que se tornaram mais fáceis ao lado de vocês.

Meu sincero agradecimento ao Dr. Ígor Abba Arriola, pela expertise e disposição em colaborar, que foram de grande valor para este estudo. Agradeço ao Laboratório de Geoquímica Ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP) pela colaboração, e ao Dr. Maurilio Assis Figueiredo e Dra. Clésia Cristina Nascentes do Departamento de Química do Instituto de Ciências Exatas da UFMG, com grande ajuda nas análises.

Gratidão aos professores do PPGECEB/UFU que enriqueceram minha jornada durante o mestrado, compartilhando seus conhecimentos e experiências, me tornando uma profissional muito melhor.

Agradeço aos membros da banca, Professor Dr. Leonardo de Melo Versieux, Professor Dr. Enilson de Barros Silva e Professor Dr. Guilherme Malafaia Pinto, por aceitarem o convite, pelo tempo dedicado à revisão e avaliação e pelas importantes contribuições que sem dúvidas darão a este trabalho.

Agradeço à minha família por estarem sempre ao meu lado, me encorajando, motivando e comemorando cada conquista. Em especial agradeço à minha irmã Maressa, que me acompanhou, mesmo durante feriados e finais de semanas, na realização do levantamento florístico nas praças. Vocês foram minha fonte constante de amor, inspiração e força, proporcionando-me um ambiente de apoio e estabilidade que foi fundamental para o meu sucesso.

Gostaria de agradecer ao meu marido Nicolas, que ao longo dessa jornada tem sido meu apoio inabalável e minha fonte de amor, confiança e alegria. Agradeço por sua paciência, seu carinho e por seu constante encorajamento. Cada gesto de carinho e apoio que você me ofereceu me fortaleceu e me ajudou a superar os obstáculos que surgiram durante cada etapa do mestrado. Obrigada por ser meu maior incentivador.

À todos aqueles que contribuíram para a realização deste trabalho, gostaria de expressar meu mais sincero agradecimento! Muito obrigada pelo apoio e pela colaboração ao longo desta jornada!

SUMÁRIO

Resumo.....	8
Abstract	10
INTRODUÇÃO GERAL	11
REFERÊNCIAS	15
CAPÍTULO 1 - Mudanças na rede de interação entre epífitas vasculares e forófitos em ambiente natural e urbano	19
Resumo.....	19
Abstract	20
1. INTRODUÇÃO	21
2. MATERIAL E MÉTODOS	23
2.1 Caracterização da área de estudo e coleta de dados	23
2.2 Indicadores de diversidade e relação epífitas-forófitos	26
3. RESULTADOS	27
3.1 Indicadores de diversidade de epífitas em ambiente urbano.....	27
3.2 Caracterização dos forófitos e relação epífitas-forófitos.....	29
4. DISCUSSÃO.....	33
4.1 Da diversidade de epífitas em ambientes urbanos.....	33
4.2 Da relação epífitas-forófitos em ambiente urbano e natural	36
5. CONCLUSÃO	40
REFERÊNCIAS	41
MATERIAL SUPLEMENTAR 1	51
CAPÍTULO 2 - Determinação quali-quantitativa de elementos químicos presentes em folhas de três espécies de <i>Tillandsia</i> crescidas em ambiente urbano e ambiente natural	52
Resumo.....	52
Abstract	53
1. INTRODUÇÃO	54
2. MATERIAL E MÉTODOS	56
2.1 Quantificação de elementos químicos	57
2.2 Localização dos elementos químicos	58
2.3 Análise do estresse por meio da fluorescência da clorofila a	58
2.4 Análise dos dados	59
3. RESULTADOS	59
3.1 Presença de elementos químicos em folhas de <i>Tillandsia</i> spp.....	59
3.2 Distribuição dos elementos químicos nos tecidos das folhas de <i>Tillandsia</i>	63

3.3 Eficiência fotoquímica - Fluorescência da clorofila a	67
4. DISCUSSÃO.....	68
4.1 Diferença na presença de elementos químicos em folhas de <i>Tillandsia</i> crescidas em área natural e urbana	68
4.2 Diferença na localização de elementos químicos nos tecidos foliares de <i>Tillandsia</i> crescidas no campo e em áreas urbanas	71
4.3 Diferença no rendimento fotoquímico de folhas de <i>Tillandsia</i> crescidas no campo e em áreas urbanas	72
5. CONCLUSÃO	73
REFERÊNCIAS	73
MATERIAL SUPLEMENTAR 2	79
CONSIDERAÇÕES FINAIS	80

Resumo

A urbanização, atuando como um forte filtro ambiental, pode favorecer a homogeneização das espécies e o desenvolvimento de plantas com características morfológicas e fisiológicas específicas que lhes permitem superar obstáculos e estabelecer-se ou persistir em uma comunidade. Estas plantas contribuem significativamente para a riqueza de espécies e biomassa de áreas urbanas, e sua variedade, abundância e características químicas servem como indicadores de distúrbios ambientais. O estudo das epífitas vasculares urbanas é crucial para compreender seu desenvolvimento e seu papel como bioindicadores de qualidade ambiental. Nesta dissertação, levantamos no Capítulo 1 a hipótese de que a comunidade de epífitas vasculares apresentam baixa diversidade de espécies devido à sua sensibilidade aos impactos da atividade humana. Prevemos que a diversidade beta entre a área urbana e a vegetação nativa do entorno será reduzida, refletindo a homogeneização da flora urbana. No Capítulo 2, foram levantadas como hipóteses que *Tillandsia pohliana*, *T. recurvata* e *T. loliacea* nas áreas urbanas apresentam maior concentração de poluentes metálicos, devido à maior exposição às fontes poluidoras antrópicas. Esperamos que esses elementos se acumulassem mais nas escamas epidérmicas, não penetrando nos tecidos. Assim, as *Tillandsia* urbanas não apresentariam alterações metabólicas significativas, mantendo seu desempenho fotoquímico eficiente no ambiente urbano. No Capítulo 1, evidenciamos um aninhamento das espécies de epífitas vasculares urbanas em relação à área nativa, indicando uma possível homogeneização biótica, provavelmente influenciada pelo uso ornamental das plantas e pela dificuldade de crescimento destas plantas. As espécies urbanas demonstraram maior generalismo, ocupando diversas espécies de forófitos e sugerindo adaptação às condições urbanas. No Capítulo 2, descobrimos diferenças na composição e localização de elementos químicos nas três espécies de *Tillandsia* em ambientes urbanos e naturais. Plantas urbanas apresentaram maior concentração de macronutrientes nas escamas epidérmicas comparadas ao mesófilo. *T. recurvata* mostrou maior absorção de poluentes atmosféricos, enquanto *T. pohliana* absorveu menos e *T. loliacea* foi mais sensível às condições urbanas. Detectamos poucos metais pesados, indicando possível função de barreira das escamas. Todas as espécies mantiveram eficiência fotoquímica, com *T. recurvata* exibindo maior eficiência, sugerindo adaptação positiva aos poluentes. As *Tillandsia* se mostraram eficazes para monitoramento ambiental, detectando variações na qualidade do ar de forma contínua e acessível, com potencial para identificar áreas críticas de poluição e orientar estratégias de mitigação e conscientização ambiental.

Palavras-chave: epífitas; diversidade biológica; bioindicadores; homogeneização de espécies; poluentes atmosféricos.

Abstract

Urbanization, administered as a strong environmental filter, can favor the homogenization of species and the development of plants with specific morphological and physiological characteristics that allow them to overcome obstacles and establish themselves or persist in a community. These plants represent a significant contribution to the species richness and biomass of urban areas, and their variety, abundance and chemical characteristics serve as indicators of environmental disturbances. The study of urban vascular epiphytes is crucial to understand their development and their role as bioindicators of environmental quality. In this dissertation, we raised in Chapter 1 the possibility that the vascular epiphyte community presents low species diversity due to its sensitivity to the impacts of human activity. We predict that beta diversity between the urban area and surrounding native vegetation will be reduced, reflecting the homogenization of urban flora. In Chapter 2, hypotheses were raised that *Tillandsia pohliana*, *T. recurvata* and *T. loliacea* in urban areas present a higher concentration of metallic emissions, due to greater exposure to anthropogenic polluting sources. We expect these elements to accumulate more in the epidermal scales, not penetrating the tissues. Thus, urban *Tillandsia* would not present significant metabolic changes, maintaining their efficient photochemical performance in the urban environment. In Chapter 1, we highlighted a nesting of urban vascular epiphyte species in relation to the native area, indicating a possible biotic homogenization, probably influenced by the ornamental use of plants and the difficulty in growing these plants. Urban species demonstrated higher generalism, occupying different species of phorophytes and suggesting adaptation to urban conditions. In Chapter 2, we discovered differences in the composition and location of chemical elements in the three *Tillandsia* species in urban and natural environments. Urban plants had a higher concentration of macronutrients in the epidermal scales compared to the mesophyll. *T. recurvata* showed greater absorption of atmospheric pollutants, while *T. pohliana* absorbed less and *T. loliacea* was more sensitive to urban conditions. We detected few heavy metals, indicating a possible barrier function of the scales. All species maintained photochemical efficiency, with *T. recurvata* exhibiting greater efficiency, suggesting positive adaptation to pollutants. *Tillandsia* have proven to be effective for environmental monitoring, detecting variations in air quality in a continuous and accessible way, with the potential to identify critical areas of pollution and guide mitigation and environmental awareness strategies.

Keywords: epiphytes; biological diversity; bioindicators; homogenization of species; atmospheric pollutants.

INTRODUÇÃO GERAL

O ambiente urbano favorece a ocorrência de espécies com combinações de características morfológicas e fisiológicas adequadas que lhes permitem ultrapassar os filtros impostos e colonizar ou persistir em uma comunidade estruturalmente diferente de sua original (Williams et al., 2009; Duncan et al., 2011; Gámez-Virué et al., 2015; Aronson et al., 2016; Itani et al., 2020). Entretanto, a seleção de um conjunto relativamente pequeno de características ou espécies pode resultar na diminuição da diversidade beta e consequente homogeneização biótica (Chase, 2007; Danneyrolles et al., 2020). De acordo com Machado Filho et al. (2024), a urbanização é um preditor da riqueza de espécies. Logo, a vegetação nessas áreas pode ser mais homogênea, pela presença de plantas generalistas e com dispersão eficiente, havendo co-ocorrência das mesmas espécies. Assim, as cidades são laboratórios naturais para examinar processos ecológicos, como colonização, sucessão primária e montagem de comunidades (Aronson et al., 2016). Nesse contexto, os estudos sobre a composição florística e a estrutura fitossociológica das formações florestais do entorno são de fundamental importância, pois oferecem subsídios para a compreensão da estrutura e da dinâmica das zonas urbanas, parâmetros imprescindíveis para o manejo e regeneração das diferentes espécies vegetais. (Chaves, 2013)

Os levantamentos florísticos e o reconhecimento do ambiente da copa das árvores das florestas tropicais, como um dos celeiros da biodiversidade do planeta, têm incentivado estudos que procuram o entendimento de processos ligados à comunidade epifítica, destacando o seu papel na funcionalidade dos ecossistemas (Oliveira, 2004). As epífitas vasculares são um grupo de plantas que depende de espécies arborescentes, os forófitos, para suporte mecânico (Benzing, 1990). Bennett (1986), em uma definição ecológica, diz que o epifitismo é a interação comensal entre plantas na qual uma espécie dependente beneficia-se apenas do substrato proporcionado por uma espécie hospedeira, retirando nutrientes diretamente da umidade atmosférica, sem emitir estruturas haustoriais.

A partir da década de 1990, incentivados por publicações sobre biologia e ecologia de epífitas vasculares (Benzing 1986, 1990; Gentry & Dodson 1987a; Lüttge 1989), diversos pesquisadores em todo o mundo produziram trabalhos sobre o tema. O primeiro artigo nacional publicado sobre quantificação de epífitas é de Waechter (1998). Até julho de 2009 foram identificados no Brasil, 46 levantamentos especificamente sobre epífitas vasculares (inclusos artigos, teses e dissertações), a maior parte (33) na região Sul, principalmente nos Estados do

Paraná (21) e Rio Grande do Sul (12). Além destes, existem ainda seis em São Paulo, três em Minas Gerais, dois no Rio de Janeiro, um em Santa Catarina e um na Amazônia. (Kersten, 2010). Portanto, o Cerrado necessita de maiores esforços no sentido de conhecer este grupo de plantas.

As epífitas vasculares compõem cerca de 10% de todas as plantas vasculares conhecidas, perfazendo em torno de 29.000 espécies (Gentry & Dodson, 1987a,b; Madison, 1977). As famílias mais representativas em número de espécies epifíticas no mundo, segundo Kersten (2006), são Orchidaceae (20.000), Araceae (1.350), Bromeliaceae (1.150), Piperaceae (750), Ericaceae (670), Melastomataceae (648), Gesneriaceae (560), Moraceae (550), Polypodiaceae (520), Grammitidaceae (500), Aspleniaceae (400), 2 Hymenophyllaceae (400), Lomariopsidaceae (260), Rubiaceae (220), Lycopodiaceae (200), Cactaceae (150), Asclepiadaceae (140) Davalliaceae (139) e Vittariaceae (112). No Brasil, existem 49 famílias, a maioria delas monocotiledôneas (66%), representadas principalmente por Orchidaceae (50%), Bromeliaceae (12%) e Araceae (4%) (Kersten, 2006). Por sua vez, a distribuição espacial das epífitas vasculares depende das espécies, idade e diâmetro de seus forófitos (Zotz et al., 2001; Arévalo & Betancur, 2006; Flores-Palacios & García-Franco, 2006; Zotz & Schultz, 2008), além das condições micro-climáticas (Johansson, 1974; Freiberg, 1996).

As epífitas representam importante contribuição à diversidade biológica das florestas tropicais, em termos de riqueza de espécies e biomassa (Gentry & Dodson 1987a,b; Nadkarni, 1985, 1992). São também importantes fontes de recursos para os animais do dossel da floresta, seja como alimento (frutos, néctar e pólen), água ou mesmo material para a construção de ninhos, possibilitando assim maior diversidade faunística (Benzing, 1990). As epífitas também têm grande influência sobre a ciclagem de água e de nutrientes no interior das florestas (Nadkarni, 1988). Apesar de conhecidas por todas estas importantes funções ecológicas, que provavelmente não são diferentes no meio urbano, as epífitas certamente representam parte relevante da vegetação nas cidades e são carentes de estudos (Alvim, 2020). Além disso, a riqueza e a abundância epifítica podem indicar um distúrbio trópico, uma vez que respondem à mudanças ambientais em um curto período de tempo (Werner, 2011). Neste sentido, o estudo das epífitas em ambientes urbanos poderia contribuir para a compreensão de todos estes processos, inclusive como bioindicadores de qualidade ambiental.

Os estudos mais comuns sobre epífitas urbanas estão relacionados à avaliação da qualidade ambiental, pois várias espécies são boas ferramentas para o biomonitoramento do ar

(Graciano et al., 2003; Elias et al., 2006; Bermudez et al., 2009; Santos et al., 2013). Segundo Buss et al. (2003), o biomonitoramento pode ser definido como o uso sistemático das respostas de organismos vivos para avaliar as mudanças ocorridas no ambiente, geralmente causadas por ações antropogênicas. As respostas das plantas bioindicadoras aos poluentes podem ser observadas tanto em nível macroscópico, através do aparecimento de cloroses, necroses, queda de folhas ou diminuição no seu crescimento, como podem ocorrer em nível genético, estrutural, fisiológico ou bioquímico, não sendo visualmente observadas (Ellenberg, 1991), demandando análises de bioacumulação. A capacidade de bioacumulação dessas espécies é crucial para entender como os poluentes são distribuídos e concentrados. Por isso, a avaliação do conteúdo de seus tecidos pode refletir a contaminação atmosférica (Malm et al., 1998).

A flora epifítica vascular apresenta adaptações anatômicas e fisiológicas que lhe permitem absorver elementos diretamente da umidade atmosférica (Kress, 1986). Essas características permitem que algumas espécies sejam usadas como modelos em diagnósticos ambientais, como espécies do gênero *Tillandsia* L. (Abril et al., 2014; Bermudez et al., 2009; Miranda et al., 2016; Santos et al., 2013; Wannaz et al., 2006). As chamadas bromélias atmosféricas possuem densa cobertura de tricomas, as escamas peltadas, utilizando as raízes apenas para fixação, enquanto as folhas são responsáveis pela fotossíntese e captura de água e nutrientes (Benzing, 2000). Diversas espécies de *Tillandsia* são utilizadas como biomonitoras passivas nos mais diversos locais. São utilizadas como auxiliadoras para diferenciar a poluição por metais entre áreas industriais, agrícolas e centros urbanos, auxiliando principalmente na identificação de potenciais fontes emissoras desses metais (Piazzetta, 2015). Neste contexto, três espécies podem ser citadas: *Tillandsia pohliana* Mez, *Tillandsia recurvata* (L.) L. e *Tillandsia loliacea* Mart. Ex Schult. & Schult.f. (figuras no capítulo 1). Embora tenham preferências por diferentes tipos de habitat (áridos, florestais, áreas de transição), as três espécies são encontradas em diversas regiões da América do Sul e têm sido utilizadas em estudos de biomonitoramento ambiental.

O material particulado, os gases e os metais tóxicos, são originados principalmente por resíduos industriais e veículos automotores (ver Tabela 1). Veículos movidos a diesel apresentam a maior concentração média de emissão de partículas, seguidos pela gasolina (três vezes menos) e etanol (sete vezes menos) (Silva, 2007). Além das emissões veiculares e industriais, outras fontes significativas de poluição atmosférica incluem: queima de biomassa, atividades agrícolas, ressuspensão de poeira, usinas termoeletricas, entre outros. Essas fontes abrangem uma variedade de setores econômicos e atividades humanas que contribuem para a

poluição atmosférica, impactando diretamente na qualidade do ar e no meio ambiente em escala global.

Tabela 1 - Elementos químicos e suas fontes de emissão veicular.

Elementos	Fonte de emissão
Material Particulado (MP)	Todas as fontes mencionadas abaixo contribuem para a formação do material particulado
Monóxido de Carbono (CO)	Hidrocarbonetos não queimados, desgaste de pneus e poeira da estrada
Amônio, íon nitrato (NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻)	Produto secundário da emissão de HNO ₃ gasoso
Ânion sulfato (SO ₄ ²⁻)	Combustível que contém enxofre
Íon Cloro, Cátion Sódio (Cl ⁻ , Na ⁺)	Sal usado como agente de degelo, sal marinho
Íon Potássio (K ⁺)	Ressuspensão da poeira da estrada e ressuspensão do solo
Silício, Alumínio (Si, Al)	Ressuspensão da poeira da estrada e ressuspensão do solo, desgaste do asfalto
Ferro, Cálcio (Fe, Ca)	Aditivos no óleo de motor, desgastes de freios, desgastes de pneus, ressuspensão da poeira da estrada e ressuspensão do solo.
Magnésio (Mg)	Aditivos no óleo de motor, ressuspensão da poeira da estrada e ressuspensão do solo.
Enxofre (S)	Combustível que contém enxofre, aditivos no óleo de motor
Manganês (Mn)	Desgastes de freios, ressuspensão da poeira da estrada e ressuspensão do solo.
Zinco (Zn)	Desgastes de freios, desgastes de pneus, óleo de motor.
Bário (Ba)	Desgastes de freios, desgastes de pneus.
Titânio (Ti)	Desgastes de freios, desgaste do asfalto, ressuspensão da poeira da estrada e ressuspensão do solo.
Chumbo (Pb)	Desgastes de freios e pneus, aditivos no combustível e óleo de motor, ressuspensão da poeira da estrada e ressuspensão do solo.
Cobre (Cu)	Desgastes de freios, desgastes de pneus, rolamentos da roda e aditivos no óleo de motor
Antimônio (Sb)	Desgastes de freios, desgastes de pneus e aditivos no combustível e óleo do motor
Paládio, Platina (Pd, Pt)	Catalizador

Fonte: Limbeck; Puls (2010) adaptada pela autora.

Diante do exposto, esta dissertação foi dividida em duas etapas, apresentadas na forma de dois capítulos. No **capítulo 1** levantamos a hipótese de que há uma tendência à homogeneização das espécies de epífitas nos centros urbanos, representada por um conjunto reduzido de espécies mais tolerantes à perturbação. Acredito ainda que a maioria das espécies de epífitas amostradas estarão localizadas na copa dos forófitos. No **capítulo 2**, levanto a hipótese de que indivíduos de três espécies de *Tillandsia*, *T. pohliana*, *T. recurvata* e *T. loliacea*,

encontrados em áreas verdes da zona urbana, terão maior concentração de poluentes metálicos do que indivíduos crescidos em áreas nativas no entorno da cidade de Uberlândia. Acredito que tais elementos ocorrerão predominantemente nas escamas epidérmicas das espécies avaliadas. Além disso, esperamos que os indivíduos no ambiente urbano não apresentem alterações significativas em seu metabolismo, mantendo taxas de fotossíntese estáveis e poucas modificações no metabolismo primário, sugerindo que são adaptados e tolerantes ao estresse ambiental imposto pela urbanização.

REFERÊNCIAS

- Abril, G.; Wannaz, E. D.; Mateos, A. C.; Pignata, M. L. 2014. Biomonitoring of airborne particulate matter emitted from a cement plant and comparison with dispersion modelling results. *Atmospheric Environmental* 82: 154-163.
- Alvim, F. S.; Furtado, S. G.; Neto, L. M. 2020. Diversity of vascular epiphytes in urban green areas of Juiz de Fora, Minas Gerais, Brazil. *Floresta e Ambiente* 27(2): e20190116.
- Arévalo, R.; Betancur, J. 2006. Vertical distribution of vascular epiphytes in four forest types of the *Serranía de Chiribiquete*, Colombian Guayana. *Selbyana* 27: 175-185.
- Aronson, M. F. J.; Nilon, C. H.; Lepczyk, C. A.; Parker, T. S.; Warren, P. S.; Cilliers, S. S.; Goddard, M. A.; Hahs, A. K.; Herzog, C.; Katti, M.; la Sorte, F. A.; Williams, N. S. G.; Zipperer, W. 2016. Hierarchical filters determine community assembly of urban species pools. *Ecology*. 2016 Nov;97(11):2952-2963. doi: 10.1002/ecy.1535. PMID: 27870023.
- Benzing, D. H. 1990. Vascular epiphytes – General biology and related biota. Cambridge University Press, Cambridge, 354p.
- Benzing, D. H. 1995. The physical mosaic and plant variety in forest canopies. *Selbyana* 16: 159-168.
- Benzing, D. H. 2000. *Bromeliaceae*: profile of an adaptive radiation. Cambridge University, Cambridge.
- Bermudez, G. M. A.; Rodriguez, J. H.; Pignata, M. L. 2009. Comparison of the air pollution biomonitoring ability of three *Tillandsia* species and the lichen *Ramalina celastri* in Argentina. *Environmental Research* 109: 6-14.
- Buss, D. F.; Baptista, D. F.; Nessimian, J. L. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cadernos de Saúde Pública* 19(2).
- Chase, J. M. 2007. Drought mediates the importance of stochastic community assembly. *PNAS* 104(44): 17430–17434.

- Chaves, A. D. C. G.; Santos, R. M. D. S.; Santos, J. O.; Fernandes, A. A.; Maracajá, P. B. 2013. A importância dos levantamentos florístico e fitossociológico para a conservação e preservação das florestas. *Agropecuária Científica no Semiárido* 9(2): 43–48.
- Duncan, R. P.; Clemants, S. E.; Corlett, R. T.; Hahs, A. K.; McCarthy, M. A.; McDonnell, M. J.; Schwartz, M. W.; Thompson, K.; Vesk, P. A.; Williams, N. S. G. 2011. Plant traits and extinction in urban areas: a meta-analysis of 11 cities. *Global Ecology and Biogeography* 20(4): 509–519. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00633.x>
- Elias, C.; Fernandes, E. A. N.; França, E. J.; Bacchi, M. A. 2006. Seleção de epífitas acumuladoras de elementos químicos na Mata Atlântica. *Biota Neotropica* 6(1): 1–9. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032006000100010>
- Ellenberg, H. 1991. Bioindicators and biological monitoring. In: *Biological Monitoring: Signals from the Environment* (H. Ellenberg, ed.). Vieweg, Braunschweig, p. 13-127.
- Flores-Palacios, A.; García-Franco, J. G. 2006. The relationship between tree size and epiphyte species richness: testing four different hypotheses. *Journal of Biogeography* 33: 323-330.
- Gámez-Virués, S.; Perović, D. J.; Gossner, M. M.; Börschig, C.; Blüthgen, N.; de Jong, H.; Simons, N. K.; Klein, A. M.; Krauss, J.; Maier, G.; Scherber, C.; Steckel, J.; Rothenwöhrer, C.; Steffan-Dewenter, I.; Weiner, C. N.; Weisser, W.; Werner, M.; Tschardtke, T.; Westphal, C. 2015. Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. *Nature Communications* 6(1): 8568.
- Graciano, C.; Fernández, L. V.; Caldiz, D. O. 2003. *Tillandsia recurvata* L. as a bioindicator of sulfur atmospheric pollution. *Ecología Austral* 13: 3-14.
- Gentry, A. H.; Dodson, C. H. 1987a. Contribution of nontrees to species richness of a tropical rainforest. *Biotropica* 19(2): 149-156.
- Gentry, A. H.; Dodson, C. H. 1987b. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. *Annals of Missouri Botanical Garden* 74: 205-233.
- Gomes, M. A. S.; Soares, B. R. 2003. A vegetação nos centros urbanos: considerações sobre os espaços verdes em cidades médias brasileiras. *Estudos Geográficos* 1(1): 19-29 (ISSN 1678—698X).
- Gotsch, S. G.; Nadkarni, N.; Amici, A. 2016. The functional roles of epiphytes and arboreal soils in tropical montane cloud forests. *Journal of Tropical Ecology* 32(5): 455-468. <http://dx.doi.org/10.1017/S026646741600033X>.

- Itani, M.; Al Zein, M.; Nasralla, N.; Talhouk, S. N. 2020. Biodiversity conservation in cities: defining habitats analogues for plant species of conservation interest. *PLoS One* 15(6): e0220355. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220355>.
- Johansson, D. R. 1974. Ecology of vascular epiphytes in West African rain forest. *Acta Phytogeographica Suecica* 59: 1-136.
- Kersten, R. A. 2006. Epifitismo vascular na Bacia do Alto Iguaçu, Paraná. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 218p.
- Kersten, R. A. 2010. Epífitas vasculares: histórico, participação taxonômica e aspectos. *Hoehnea* 37(1): 9-38. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S2236-89062010000100001>.
- Kress, J. W. 1986. The systematic distribution of vascular epiphytes: an update. *Selbyana* 9: 2-22.
- Krömer, T.; Kessler, M.; Gradstein, R. S. 2007. Vertical stratification of vascular epiphytes in submontane and montane forest of the Bolivian Andes: the importance of the understory. *Plant Ecology* 189: 261-278.
- Madison, M. 1977. Vascular epiphytes: their systematic occurrence and salient features. *Selbyana* 2: 1-13.
- Malm, O.; Fonseca, M. F.; Bastos, W. R.; Pinto, F. N. 1998. Use of epiphyte plants as biomonitors to map atmospheric mercury in a gold trade center city, Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment* 213(1-3): 57-64.
- Miranda, C. A. G.; Chaparro, M. A. E.; Chaparro, M. A. E. C.; Böhnelt, H. N. 2016. Magnetic properties of *Tillandsia recurvata* L. and its use for biomonitoring a Mexican metropolitan area. *Ecological Indicators* 60: 125–136. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.025>.
- Nadkarni, N. M. 1985. An ecological overview and checklist of vascular epiphytes in the Monteverde cloud forest reserve. *Brenesia*, Costa Rica, v. 24, p. 55-62.
- Nadkarni, N. M. 1988. Tropical rainforest ecology from a canopy perspective. In: Almeida, F.; Pringle, C. M. (eds.). *Tropical Rainforests: Diversity and Conservation*. San Francisco, California Academy of Science and Pacific Division. American Association for the Advancement of Science, 306p.
- Nadkarni, N. M. 1992. The conservation of epiphytes and their habitats: summary of a discussion at the international symposium on the biology and conservation of epiphytes. *Selbyana*, v. 13, p. 140-142.
- Oliveira, R. R. 2004. Importância das bromélias epífitas na ciclagem de nutrientes da Floresta Atlântica. *Acta Botanica Brasilica* 18(4): 793-799.

- Parker, G. G. 1995. Structure and microclimate of forest canopies. In: Lowman, M. D.; Nadkarni, N. M. (eds.). *Forest Canopies*. Academic Press, San Diego, pp. 73-106.
- Piazzetta, K. D. 2004. Avaliação do potencial de *Tillandsia recurvata* (L.) L., Bromeliaceae, como bioindicadora da poluição atmosférica urbana. 2015. 130 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Portal Brasil. Características do Cerrado.
- Santos, T. O.; Vieira, R.; Silva Filho, C. A.; Hazin, C. A. 2013. Valentim e quantificação de elementos químicos associados ao tráfego de veículos em bromélias atmosféricas transplantadas na Região Metropolitana do Recife. *Scientia Plena* 9(8): 1–8.
- Silva, M. F. 2007. Emissão de metais por veículos automotores e seus efeitos à saúde. 156 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Werner, F. A. 2011. Reduced growth and survival of vascular epiphytes on isolated remnant trees in a recent tropical montane forest clear-cut. *Basic and Applied Ecology* 12: 172-181.
- Williams, N. S. G.; Schwartz, M. W.; Vesk, P. A.; McCarthy, M. A.; Hahs, A. K.; Clemants, S. E.; Corlett, R. T.; Duncan, R. P.; Norton, B. A.; Thompson, K.; McDonnell, M. J. 2009. A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. *Journal of Ecology* 97(1): 4–9.
- Zotz, G.; Hietz, P.; Schmidt, G. 2001. Small plants large plants: the importance of plant size for the physiological ecology of vascular epiphytes. *Journal of Experimental Botany* 52: 2051-2056.
- Zotz, G.; Schultz, S. 2008. The vascular epiphytes of a lowland forest in Panama: species composition and spatial structure. *Plant Ecology* 195: 131-141.
- Zotz, G. 2016. *Plants on Plants: The Biology of Vascular Epiphytes*. Switzerland: Springer. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-39237-0>.

CAPÍTULO 1

Mudanças na rede de interação entre epífitas vasculares e forófitos em ambiente natural e urbano

Meirielly Marcelina Palhares; Amanda de Paula Almeida Colzani; Jéssica Ferreira de Lima;
Ana Sílvia Franco Pinheiro Moreira

Resumo

O Brasil é um dos países mais ricos do mundo em biodiversidade e devido à sua magnitude espacial de proporções continentais abriga um mostruário bastante completo das principais paisagens e ecologia do mundo tropical. Os estudos sobre a composição florística e a estrutura fitossociológica das áreas verdes de ambientes urbanos e naturais são ferramentas eficazes para caracterização de vegetação e sua preservação em cada região, a distribuição geográfica das espécies e a conservação da flora. Este estudo proposto teve como objetivo analisar a composição florística e a distribuição de epífitas vasculares no ambiente urbano, com o intuito de compará-las à flora epifítica encontrada em áreas naturais preservadas no entorno do município de Uberlândia-MG. Foram registradas 06 espécies de epífitas vasculares, representadas pelas famílias Bromeliaceae (4052 indivíduos), Cactaceae (22), Orchidaceae (12), Polypodiaceae (5), contabilizando um total de 4091 indivíduos epifíticos identificados. O índice de diversidade de Shannon para o ambiente urbano foi de 0,85 e equidade de Pielou igual a 0,48, valores inferiores ao encontrado no ambiente natural. Em um mesmo forófito, o número de espécies ocorrentes variou de 1 a 300. As espécies mais importantes foram *Tillandsia recurvata* (VIE = 45,91) e *T. loliacea* (VIE = 37,51), ambas ocorrendo em 26 das 27 espécies de forófitos amostrados, com maior frequência de ocupação nas *Caesalpinia pluviosa*, *Tabebuia rosea-alba* e *Handroanthus impetiginosus*. A estrutura da rede epífita-forófito apresentou baixo grau de especialização (H_2'), conectividade moderada e elevada robustez. Esses resultados destacam a importância das áreas verdes como refúgios de biodiversidade e sublinham a necessidade de estratégias de conservação que considerem tanto os ambientes urbanos quanto as reservas naturais para manter a flora epifítica local.

Palavras-chave: biodiversidade; levantamento florístico; epífitas vasculares; rede de interação; distribuição de espécies.

Abstract

Brazil is one of the richest countries in the world in biodiversity and due to its spatial magnitude of continental proportions, it houses a very complete showcase of the main landscapes and ecology of the tropical world. Studies on the floristic composition and phytosociological structure of green areas in urban and natural environments are effective tools for characterizing vegetation and its preservation in each region, the geographic distribution of species and the conservation of flora. This proposed study aimed to analyze the floristic composition and distribution of vascular epiphytes in the urban environment, with the aim of comparing them to the epiphytic flora found in preserved natural areas around the municipality. Six species of vascular epiphytes were recorded, represented by the families Bromeliaceae (4052 individuals), Cactaceae (22), Orchidaceae (12), Polypodiaceae (5), accounting for a total of 4091 identified epiphytic individuals. Shannon's diversity index for the urban environment was 0.85 and Pielou's equity was 0.48, values lower than those found in the natural environment. In the same phorophyte, the number of occurring species varied from 1 to 300. The most important species were *Tillandsia recurvata* (VIE = 45.91) and *T. loliacea* (VIE = 37.51), both occurring in 26 of the 27 species of phorophytes sampled, with higher frequency of occupation in *Caesalpinia pluviosa*, *Tabebuia rosea-alba* and *Handroanthus impetiginosus*. The structure of the epiphyte-phorophyte network showed a low degree of specialization (H_2'), moderate connectivity and high robustness. These results highlight the importance of green areas as biodiversity refuges and underline the need for conservation strategies that consider both urban environments and natural reserves to maintain local epiphytic flora.

Keywords: biodiversity; floristic survey; vascular epiphytes; floristic composition; species distribution.

1. INTRODUÇÃO

Kühn & Klotz (2006) apontam para a tendência de homogeneização das espécies nativas encontradas em diferentes regiões urbanas, e defendem que os escassos bolsões de ambiente conservado nas cidades são fundamentais para evitar a tendência de aumento dessa homogeneização. As espécies urbanas apresentam menor diversidade taxonômica, tendendo a ser filogeneticamente mais próximas entre si que as espécies mais raras (Ricotta et al., 2008). Por outro lado, alguns estudos vêm assinalando que a riqueza de espécies vegetais pode ser maior em áreas urbanizadas do que em áreas rurais adjacentes (Knapp et al., 2008; McKinney, 2008). Plantas em cidades podem também ter papel na conservação da biodiversidade, e há estudos mostrando que essas áreas podem funcionar como reservatórios genéticos, inclusive para espécies raras ou ameaçadas (Vähä-Piikkiö et al., 2004; Roberts et al., 2007).

O Brasil é um dos países mais ricos em biodiversidade e, devido a sua magnitude espacial de proporções continentais, abriga um amplo mostruário de formações vegetacionais do mundo tropical (Ab'Sáber, 2003). Atualmente, o elevado nível de perturbações antrópicas dos ecossistemas naturais brasileiros representa um desafio à conservação desta biodiversidade. Nesse contexto, estudos sobre a composição florística e a estrutura fitossociológica das formações florestais são de fundamental importância, pois oferecem subsídios para a compreensão da estrutura e da dinâmica destas formações, parâmetros imprescindíveis para o manejo e regeneração das diferentes comunidades vegetais (Chaves et al., 2013).

Os levantamentos florísticos são ferramentas eficazes para caracterização de vegetação e sua preservação em cada região, distribuição geográfica das espécies, conservação da flora, bem como o conhecimento de espécies exóticas (Fachin, 2016). O conhecimento da distribuição geográfica da flora facilita, por exemplo, a amostragem de espécies utilizadas em estudos científicos, como espécies bioindicadoras ambientais. Neste sentido, as comunidades de epífitas vasculares têm sido utilizadas como bioindicadoras das mudanças climáticas, poluição e danos aos ecossistemas (Lugo & Scatena, 1992; Richter, 1991). Estudos em várias regiões do globo têm demonstrado que a abundância, riqueza e estrutura das comunidades de epífitas vasculares sofrem alterações de acordo com o grau de interferência sobre a estrutura das florestas tropicais (Barthlott et al., 2001; Hietz, 1997; Hietz-Seifert et al., 1996; Nkongmeneck et al., 2002; Turner et al., 1994). De modo geral, há redução da abundância e riqueza de espécies epífitas em florestas secundárias em relação às florestas primárias, bem como a modificação na composição de espécies nestas áreas (Dettke, 2008).

As epífitas representam cerca de 10% de toda a flora vascular, incluídas em pelo menos 876 gêneros (7%) e 84 famílias (19%) (Kress, 1986; Gentry & Dodson, 1987b, Zotz, 2013). No Brasil, elas podem representar 30% de toda a flora vascular de uma floresta pluvial tropical (Lima & Guedes-Bruni, 1997) ou até 51% de uma floresta de planície litorânea (Kersten & Silva, 2006). No entanto, apesar de um aumento relativo no número de trabalhos abrangendo a florística e ecologia de epífitas, concentrados nos últimos anos, estes ainda são escassos perante a importância ecológica que estas possuem como elementos estruturais nas florestas (Nadkarni, 1984; Nieder et al., 2000). Isso ocorre provavelmente em decorrência das dificuldades metodológicas na amostragem, como acesso à copa e herborização das plantas (como tamanho, existência de estruturas espinhosas, plantas mirmecófitas e presença de invertebrados ou animais peçonhentos), entre outros fatores (Irvine, 2013).

Ao combinar análises florísticas com métricas de diversidade e de rede de interações, os pesquisadores podem obter insights valiosos sobre a ecologia das epífitas e sua importância nos ecossistemas florestais. Diversas métricas (e.g., conectância, especialização e tamanho da rede, aninhamento, robustez e a modularidade) são empregadas para descrever a estrutura dos diferentes tipos de interação (Jordano, 1987; Silva et al., 2010; Belay et al., 2015; Ceballos et al., 2016). Apesar disso, ainda é pequeno o volume de estudos dedicados às redes comensalistas, como aquela formada entre epífitas vasculares e forófitos, havendo um número maior de pesquisas voltados à compreensão de redes ecológicas formadas entre plantas e animais e aquelas decorrentes de relações mutualistas (Evans et al., 2013; Mello et al., 2015) e antagonistas (Thebault & Fontaine, 2010; Bellay et al., 2015). Pesquisas como as de Silva et al. (2010), Sayago et al. (2013), Zhao et al. (2015), Ceballos et al. (2016), Francisco et al. (2018, 2019), Zotarelli et al. (2019); Oliveira (2020) e Couto et al. (2022) são raros exemplos de análises de redes de interação envolvendo epífitas vasculares e forófitos.

Buscando suprir as lacunas de conhecimento mencionadas e tendo em vista que os ambientes urbanos representam locais que, apesar de modificados pelo homem, ainda mantêm elementos da vegetação nativa, o presente estudo teve como objetivo realizar um levantamento da flora epifítica vascular em ambiente urbano do município de Uberlândia-MG, determinando métricas de diversidade e redes de interação das espécies encontradas. Além disso, tem-se como finalidade realizar o comparativo com os resultados obtidos por Colzani (2023), na Reserva Ecológica do Panga, situada na zona rural do Distrito Miraporanga, Uberlândia-MG. Esta comparação permitiu avaliar se há indícios de homogeneização da flora epifítica no ambiente urbano em comparação com áreas menos impactadas, contribuindo assim para uma melhor compreensão dos efeitos das alterações urbanas sobre a biodiversidade vegetal.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo e coleta de dados

O levantamento florístico foi realizado em áreas verdes urbanas do município de Uberlândia, Triângulo Mineiro do Estado de Minas Gerais, na Região Sudeste do Brasil. O período de amostragem foi de julho de 2023 a fevereiro de 2024. A cidade de Uberlândia está localizada na intersecção das coordenadas geográficas de 8°55'23" de latitude sul e 48°17'19" de longitude oeste de Greenwich, no domínio dos Planaltos e Chapadas da Bacia Sedimentar do Paraná, na porção sudoeste do Cerrado brasileiro (Ab'saber, 1972), a uma altitude média de 865 m. O município possui área de 4.115 Km², sendo a área urbana constituída por 219 km², com uma população de 713.224 habitantes (IBGE, 2022). Pela classificação dos macroclimas do Brasil, a cidade de Uberlândia está em uma área com clima Aw, caracterizado como tropical com duas estações bem definidas – outono e inverno (secos), primavera e verão (chuvosos) (Alvares et al., 2013). A temperatura média do mês mais quente varia entre 19°C e 28°C, com pluviosidade média inferior a 2000 mm/ano (Almeida, 2007).

No ambiente urbano, dentre as categorias das áreas verdes merecem destaque os parques e as praças. As praças foram definidas como “área verde com dimensões, em geral, entre 100 m² e 10 ha, destinada ao lazer ativo ou passivo e para manifestações da sociedade, podendo ser dotadas ou não de vegetação.” (Sanchotene, 2004, p. 5). Os parques foram definidos como “área verde com dimensões, a partir de 10 hectares, destinada ao lazer ativo ou passivo, à preservação da flora e da fauna ou de outros atributos naturais que possam caracterizar a unidade de paisagem na qual o parque está inserido, bem como promover a melhoria das condições de conforto ambiental nas cidades. (Sanchotene, 2004, p. 5). Toledo (2012), em seu estudo, evidenciou que Uberlândia possui 8 parques municipais e 211 praças. O índice de áreas verdes, nas categorias praças e parques, para a área urbana do município de Uberlândia é de 5,1 m² por habitante. Este índice é reduzido para 3,9 m² por habitante, quando analisado somente o setor central do município, conforme descrito por Toledo (2012). As praças centrais de Uberlândia, localizadas em áreas urbanas movimentadas, foram escolhidas para o levantamento devido à sua elevada densidade de árvores, que proporciona um ambiente adequado para a amostragem de epífitas. Embora os parques também sejam importantes áreas verdes, as praças foram selecionadas porque são mais acessíveis e visíveis para a população, permitindo um levantamento mais eficiente e representativo da flora epifítica em ambientes urbanos comuns. Além disso, o fluxo de veículos nas praças centrais reflete as condições urbanas intensamente

impactadas, oferecendo uma perspectiva valiosa sobre como as epífitas se adaptam a condições de alta circulação e poluição. Por outro lado, parques são frequentemente mais extensos e menos impactados diretamente pelo tráfego urbano, o que poderia tornar os resultados menos representativos das condições urbanas típicas enfrentadas por essas plantas. Portanto, a escolha das praças centrais visa capturar de forma mais precisa a biodiversidade epifítica em um contexto urbano dinâmico e acessível.

Foram selecionadas 10 praças centrais (Tabela 1) com maior concentração de arbóreas para o levantamento da flora epifítica. A distância média entre os fragmentos destas áreas é de 423m.

Tabela 1 - Praças centrais de Uberlândia: área e coordenadas.

Praça	Área	Latitude	Longitude
Praça Clarimundo Carneiro	9880.00	18°55'24.54"S	48°16'53.78"O
Praça Tubal Vilela	14640.17	18°55'13.60"S	48°16'42.20"O
Praça Adolfo Fonseca	5386.78	18°55'16.95"S	48°16'56.69"O
Praça Sérgio Pacheco	90850.00	18°54'38.25"S	48°16'33.99"O
Praça Jacy de Assis	770.00	18°54'59.32"S	48°16'29.95"O
Praça Nossa Senhora Aparecida	4800.00	18°54'28.48"S	48°16'17.13"O
Praça Cícero Macedo	2246.00	18°55'30.77"S	48°17'2.29"O
Praça Coronel Carneiro	4091.00	18°55'26.15"S	48°17'6.06"O
Praça Nicolau Feres	12008.00	18°54'34.55"S	48°17'9.23"O
Praça Jose Motta	6952.00	18°55'57.37"S	48°16'56.33"O

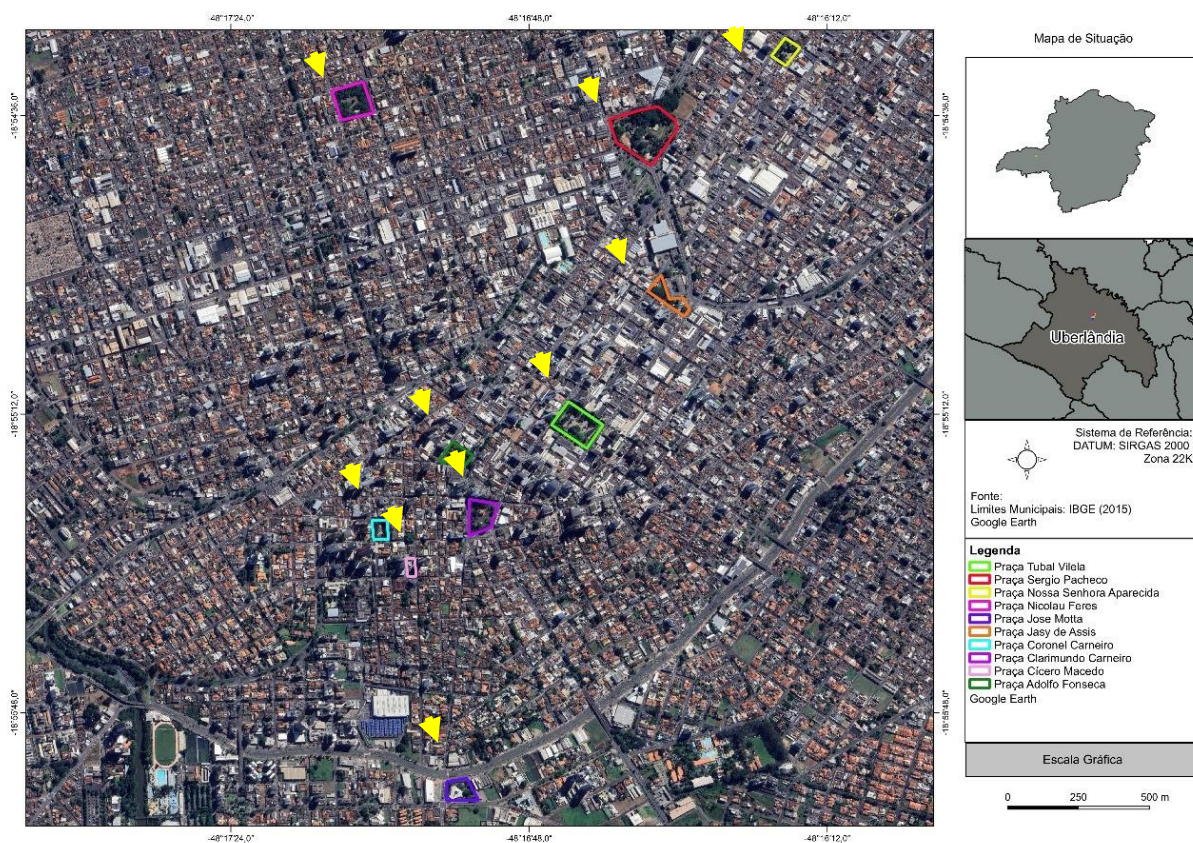


Figura 1. Localização das 10 praças onde foi realizado o levantamento florístico das epífitas em ambiente urbano de Uberlândia/MG.

Para o estudo das epífitas vasculares em ambiente urbano, foram realizadas caminhadas semanais para observação e identificação das espécies epifíticas e seus respectivos forófitos. As observações foram conduzidas com uso de binóculos a partir do solo, e cada indivíduo epifítico foi documentado por meio de fotografia. As coordenadas geográficas exatas de cada espécime foram registradas utilizando o aplicativo MAPinR e Google Earth. Cada registro incluiu informações detalhadas sobre o número de indivíduos, tamanho, morfologia (como rosetas, pseudobulbos), além da localização específica nos diferentes estratos do hospedeiro. Para o local de ocorrência no forófito, os forófitos foram divididos em zonas ecológicas propostas por Braun-Blanquet (1979) e adaptadas por Kersten (2006), considerando-se três zonas: Z1 - fuste baixo (da base do tronco até 1,30 m), Z2 - fuste médio (de 1,50 m até a base da copa) e z3 - copa (copa interna e externa).

A identificação das espécies de epífitas e forófitos foi realizada com base na literatura taxonômica especializada e comparada com o material depositado nos herbários HUFU e outros herbários com acervo digital. Consultas a especialistas também foram realizadas para confirmar a identificação precisa de cada espécie. Para avaliar o status de conservação das espécies de

epífitas registradas, foram consultadas listas de espécies ameaçadas conforme estabelecido pela Portaria MMA nº 148, de 07 de junho de 2022.

2.2 Indicadores de diversidade e relação epífitas-forófitos

Inicialmente, todos os forófitos foram identificados, quantificados e classificados com base na origem nativa ou exótica, além de serem registradas suas alturas, diâmetros à altura do peito (DAP) e tipos de casca.

Para cada espécie de planta epífita, foi determinado o número de forófitos utilizados como suporte, e foram analisadas as frequências absolutas e relativas desses forófitos. Essas análises foram utilizadas para calcular o Valor de Importância Epifítica (VIE), baseado no método de Mueller-Dumbois & Ellenberg (1974), conforme descrito por Waechter (1980). Os cálculos do VIE foram derivados das frequências absolutas (FfA) e relativas (FfR) das epífitas nos forófitos, bem como da dominância absoluta (DoA) e relativa (DoR), utilizando as seguintes fórmulas:

$$VIE = \frac{DoR+FfR}{2} \quad DoR = 100 \frac{DoA}{\Sigma DoA} \quad FfR = 100 \frac{FfA}{\Sigma FfA} \quad FfA = 100 \frac{nfe}{ntf}$$

onde, VIE = valor de importância epifítico, DoR = dominância relativa, FfR = frequência relativa sobre os forófitos, DoA = dominância absoluta (soma das notas de cada espécie), FfA = frequência absoluta sobre os forófitos (= percentual de ocupação dos forófitos), nfe = número de forófitos que abrigam a espécie epifítica, ntf = número total de forófitos.

A relação entre as epífitas e os forófitos foi avaliada utilizando o Índice de Shannon para investigar a diversidade das epífitas nos diferentes forófitos, e o Índice de Pielou para examinar a equabilidade das espécies presentes. Ambos os índices foram calculados de acordo com os métodos estabelecidos por Waechter (1992) e Dislich (1996).

Para analisar a complexidade das interações entre as epífitas e os forófitos, foram construídas redes de interação e calculadas métricas como conectividade, índice de especialização, aninhamento, vulnerabilidade e robustez. A significância estatística do índice de especialização foi avaliada por meio de randomizações baseadas no modelo nulo de Patefield (Blüthgen et al., 2006).

Para complementar a análise da interação entre as epífitas e os forófitos, foram utilizadas as métricas de generalidade e vulnerabilidade (Bersier et al., 2002), sendo generalidade o número médio ponderado de forófitos hospedando as espécies epífitas e vulnerabilidade as epífitas conectadas aos forófitos (Sáyago et al., 2013; Zhao et al., 2015). Essas métricas

forneceram uma análise detalhada da estrutura das redes de interação, contribuindo para entender a complexidade e a dinâmica das interações ecológicas observadas.

Para analisar as similaridades florísticas entre o ambiente urbano e o levantamento florístico realizado por Colzani (2023) na Reserva Ecológica do Panga (REP), zona rural do distrito de Miraporanga, Uberlândia/MG, foi utilizado o índice de similaridade de Jaccard (qualitativo), conforme Krebs (1999). As análises foram realizadas utilizando o software R (i386 4.3.1).

3. RESULTADOS

3.1 Indicadores de diversidade de epífitas em ambiente urbano

Foram registrados 239 forófitos nas praças amostradas em Uberlândia/MG. Nestes forófitos, foram encontrados 4091 indivíduos de epífitas vasculares pertencentes a seis espécies distribuídas dentro de quatro famílias (Tabela 2, Fig. 2). A família com maior riqueza de espécies foi Bromeliaceae (três espécies). *Tillandsia recurvata* (L.) L. foi a espécie mais abundante, representando 49,63% das epífitas amostradas, seguida por *Tillandsia loliacea* Mart. ex Schult. & Schult.f., representando 46,51%. Outras quatro espécies foram registradas no ambiente urbano, sendo elas, em ordem decrescente de abundância, a *Tillandsia pohliana* Mez, *Epiphyllum phyllanthus* (L.) Haw. (Cactaceae), *Catasetum macrocarpum* Rich. ex Kunth (Orchidaceae) e *Microgramma lindbergii*. (Mett.) de la Sota. (Polypodiaceae) (Tabela 2).

Tabela 2. Espécies de epífitas e representatividade registradas no ambiente urbano, representado por diferentes praças centrais do município de Uberlândia-MG e agrupadas conforme a família botânica. PTV = Praça Tubal Vilela, PCLC = Praça Clarimundo Carneiro, PNSA = Praça Nossa Senhora Aparecida, PAF = Praça Adolfo Fonseca, PJM = Praça Jose Motta, PCC = Praça Coronel Carneiro, PNF = Praça Nicolau Feres, PJA = Praça Jacy de Assis, PCM = Praça Cícero Macedo e PSP = Praça Sérgio Pacheco.

Espécies de epífitas	Pontos de amostragem	Representatividade	VIE
Bromeliaceae			
<i>Tillandsia loliacea</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	PTV, PCLC, PNSA, PAF, PJM, PCC, PNF, PJA, PCM, PSP	46,51%	37,51
<i>Tillandsia pohliana</i> Mez	PTV, PCLC, PNSA, PJM, PCC, PNF, PCM, PSP	2,90%	11,55
<i>Tillandsia recurvata</i> (L.) L.	PTV, PCLC, PNSA, PAF, PJM, PCC, PNF, PJA, PCM, PSP	49,63%	45,91
Orchidaceae			
<i>Catasetum macrocarpum</i> . Rich. ex Kunth	PCLC, PSP	0,29%	1,6
Cactaceae			
<i>Epiphyllum phyllanthus</i> (L.) Haw.	PNSA	0,54%	2,62
Polypodiaceae			
<i>Microgramma lindbergii</i> (Mett.) de la Sota	PCLC	0,26%	0,8

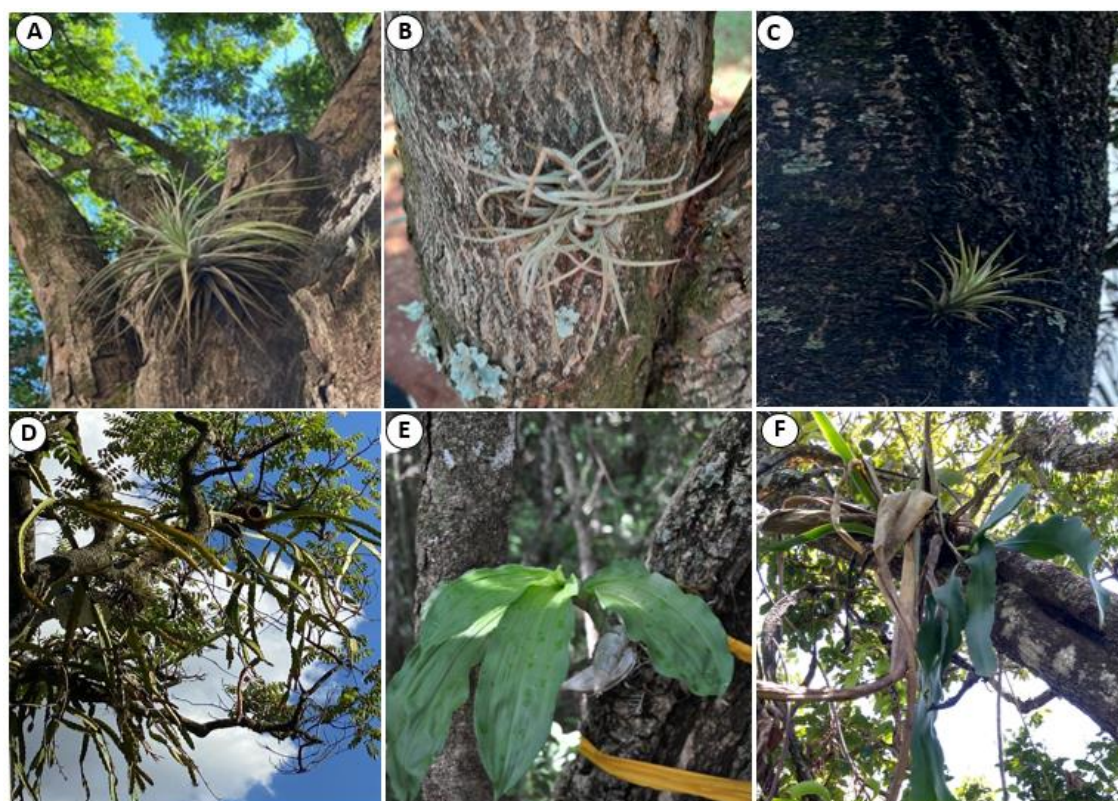


Figura 2. Espécies de epífitas vasculares registradas no ambiente urbano de Uberlândia/MG. (A): *Tillandsia pohliana*, B) *Tillandsia recurvata* e C): *Tillandsia loliacea* (D): *Epiphyllum phyllanthus* (E): *Catasetum macrocarpum* e (F): *Microgramma lindbergii*.

Tillandsia recurvata (Bromeliaceae) destacou-se como a espécie mais importante, com um valor de importância epifítica (VIE) de 45,91. Em segundo lugar, *Tillandsia loliacea* (Orchidaceae) apresentou um VIE de 37,51. As demais espécies incluem *Tillandsia pohliana*

(Orchidaceae) com VIE = 11,55, *Microgramma lindbergii* (Polypodiaceae) com VIE = 0,80, *Epiphyllum phyllanthus* (Cactaceae) com VIE = 2,62, e *Catasetum macrocarpum* (Orchidaceae) com VIE = 1,60. O índice de diversidade de Shannon estimado foi de $H' = 0,85$ e a equidade $J = 0,47$ (Tabela 3). Os descritores que foram utilizados para gerar o valor de importância epifítico (VIE) estão presentes no Material Suplementar 1.

3.2 Caracterização dos forófitos e relação epífitas-forófitos

Foram identificadas 15 famílias de forófitos, abrangendo um total de 27 espécies distintas, das quais 16 são de origem exótica e 11 são nativas. As espécies de forófitos encontradas no ambiente urbano foram distintas das espécies registradas na REP. As espécies predominantes pertencem às famílias Bignoniaceae e Fabaceae, destacando-se principalmente *Caesalpinia pluviosa* var. *peltophoroides* (Sibipiruna), *Handroanthus albus* (Cham.) Mattos (Ipê-amarelo) e *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex A.DC.) (Ipê-roxo). Essas espécies juntas correspondem a 101 forófitos, o que representa 42,25% do total registrado. Em relação à abundância de epífitas por forófito, observou-se uma variação de 1 a 300 indivíduos, com uma média de 17 indivíduos por forófito.

A média do diâmetro à altura do peito (DAP) dos forófitos analisados foi de 141,50 cm, variando de 5 cm a 537 cm. A altura média encontrada foi de 8,05 metros. De modo geral, independentemente da espécie, observou-se que a casca fendida foi o tipo de casca em que se observou maior ocorrência de epífitas vasculares, compreendendo 64% dos forófitos registrados, seguido por casca lisa (17,57%) e escamosa (10%) (Fig. 3A). Além disso, as epífitas vasculares foram mais frequentemente encontradas nas copas dos forófitos (copa - 65,33%), em sequência a maior ocorrência foi observada no fuste médio (32%) e fuste baixo (1,97%) (Fig. 3B).

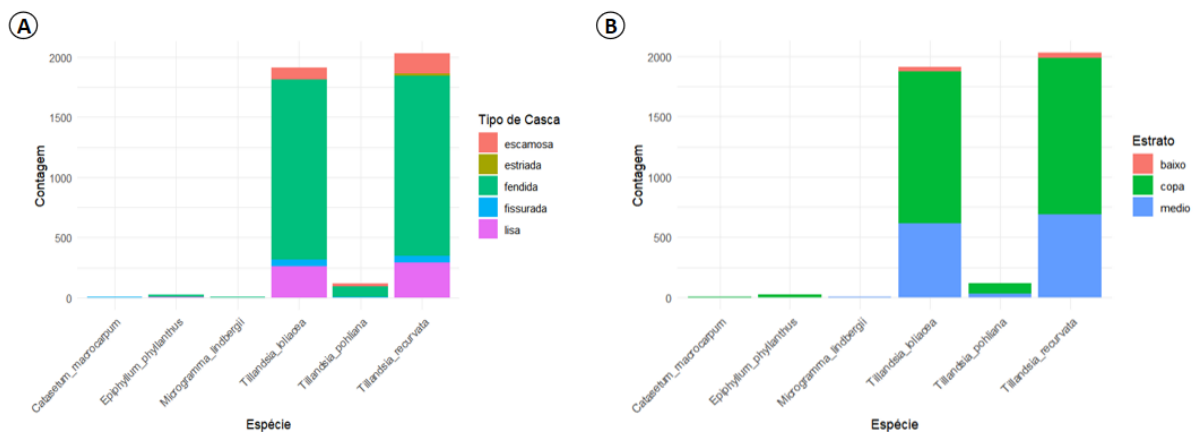


Figura 3. Distribuição de espécies de epífitas vasculares em relação ao A) Tipo de Casca (escamosa, estriada, fendida, fissurada e lisa) e B) Estratificação dos forófitos (baixo, médio e copa).

Quando analisamos a rede de interação entre epífitas e forófitos, observamos que há uma baixa especialização ($H2' = 0,17$), indicando uma interação generalista. A conectividade moderada ($C = 0,40$) sugere que há uma quantidade razoável de interações na rede. Além disso, a rede epífita-forófito mostrou-se aninhada ($NODF = 68,85$), o que indica uma interação assimétrica, com algumas espécies de epífitas preferindo forófitos mais ocupados por outras espécies (Tabela 3). Observou-se que *T. recurvata*, *T. loliacea* e *T. pohliana* estão associadas a uma ampla variedade de espécies de forófitos, ao passo que outras três espécies menos abundantes mostraram relação por poucas espécies de forófitos. Especificamente, as epífitas mostraram maior afinidade pelos forófitos das espécies *Caesalpinia pluviosa*, *Tabebuia rosea-alba* e *Handroanthus impetiginosus* (Fig. 4). As espécies de epífitas mais abundantes estão associadas a aproximadamente 11 forófitos diferentes (generalidade). Por outro lado, cada forófito suporta cerca de 2 espécies de epífitas diferentes (vulnerabilidade) (Fig. 4). Adicionalmente, a rede demonstrou uma considerável robustez ($R = 0,76$), indicando que ela é relativamente resiliente à extinção aleatória de epífitas.

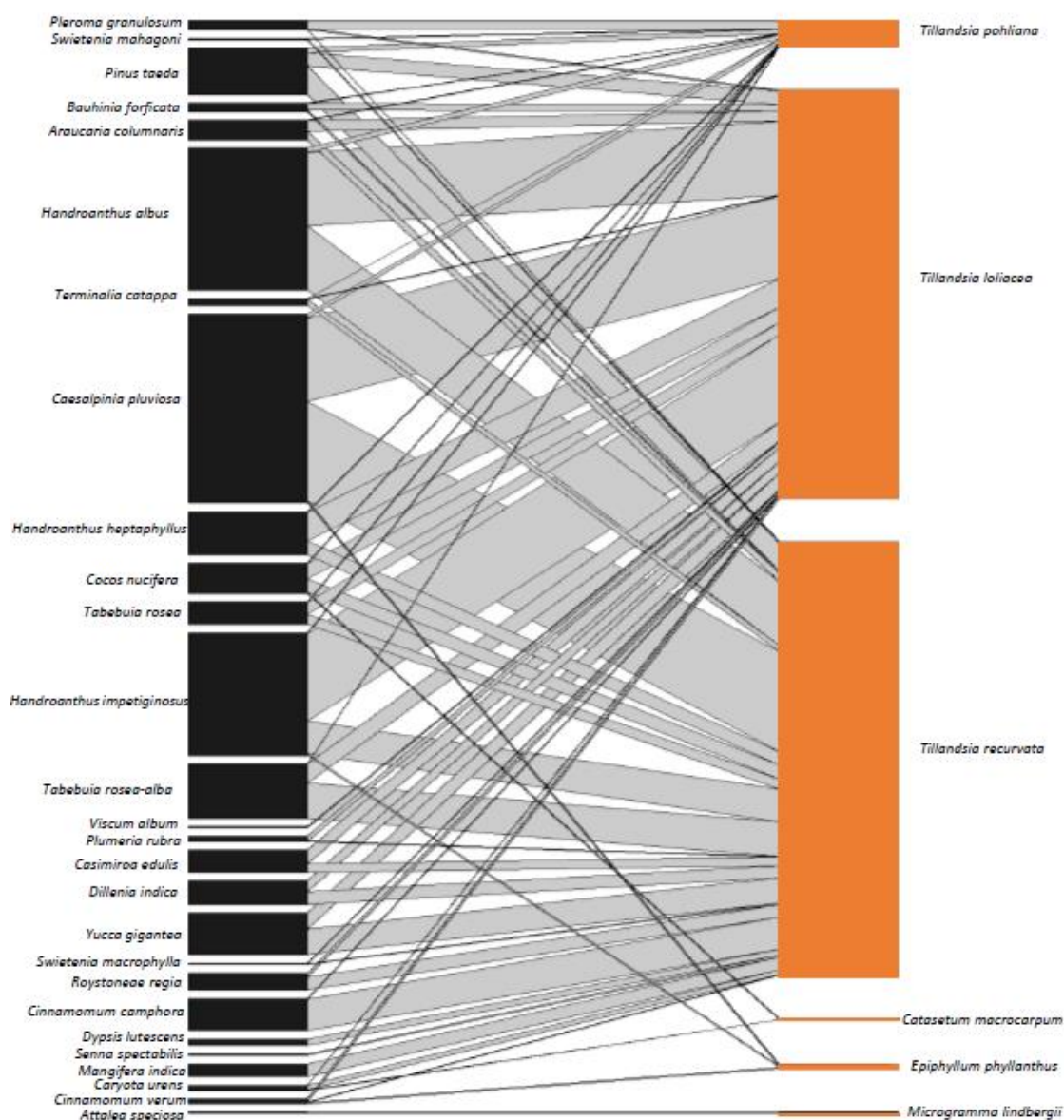


Figura 4. Rede quantitativa de interações entre as epífitas vasculares e forófitos no ambiente urbano de Uberlândia, estado de Minas Gerais, Brasil. As barras representam as espécies de forófitos (à esquerda - preto) e epífitas (à direita - laranja). O comprimento da barra mostra a frequência de cada espécie na rede de interação. Os links representam as interações observadas, em que a espessura é proporcional à sua frequência.

Tabela 3. Comparativo de índices de diversidade de epífitas e índices da relação epífita-forófito entre a Reserva Ecológica do Panga (Colzani, 2023) e o ambiente urbano de Uberlândia.

	Reserva Ecológica do Panga (REP)	Ambiente urbano
Nº total de forófitos	136	239

Indicadores de diversidade de epífitas	Abundância de epífitas	229	4091
	Nº espécies de epífitas	19	6
	Nº famílias de epífitas	7	4
	Índice de Shannon (H')	2,641	0,852
	Equidade de Pielou (J')	0,811	0,479
Relação epífita-forófito	Especialização (H2')	0,49	0,17
	Conectividade (C)	0,11	0,40
	Aninhamento (NODF)	26,59	65,03
	Robustez (R)	0,55	0,76

Na análise comparativa entre ambiente urbano e o ambiente natural do entorno do município, os dados revelam diferenças marcantes na diversidade de epífitas e na relação com seus forófitos (Tabela 3). Na REP foram registrados 136 forófitos, enquanto no ambiente urbano foi observado um número maior, com 239 forófitos. Em termos de diversidade, a REP supera o ambiente urbano em vários aspectos: possui 7 famílias de epífitas, contra 4 do ambiente urbano. Além disso, a REP abriga 19 espécies de epífitas, enquanto o ambiente urbano registra apenas 6 espécies. No que se refere à abundância de epífitas, o ambiente urbano apresenta uma maior riqueza com 4091 indivíduos, comparados aos 229 da REP. A diversidade de epífitas, medida pelo índice de Shannon, é notavelmente superior na REP, com um valor de 2.641, em comparação aos 0.852 do ambiente urbano. A equidade na distribuição das espécies, medida pelo índice de Pielou, também é maior na REP (0.811) do que no ambiente urbano (0.479).

Quanto à relação epífita-forófito, a REP demonstra uma maior especialização (0,49), sugerindo uma adaptação mais específica das epífitas aos forófitos, em comparação com o ambiente urbano, que registram um valor de 0,17. No entanto, o ambiente urbano se destaca pela maior conectividade (0,40) entre as epífitas e seus forófitos, enquanto na REP esse valor é de 0,11, indicando uma interação mais intensa e diversificada. Além disso, o ambiente urbano apresenta um aninhamento mais elevado (65,03) na relação epífita-forófito, comparado a 26,59 na REP, sugerindo uma estrutura mais organizada e interdependente. Por fim, em termos de robustez na relação epífita-forófito, o ambiente urbano também se destaca com um valor de 0,76, enquanto na REP esse valor é de 0,55, indicando uma maior resiliência e estabilidade dessa interação no ambiente urbano de Uberlândia. O índice de dissimilaridade de Jaccard (Sj) obtido entre o ambiente urbano e a REP foi de 0,315.

4. DISCUSSÃO

4.1 *Da diversidade de epífitas em ambientes urbanos*

Apesar da maior abundância de epífitas na zona urbana com relação ao ambiente natural, foi registrada uma baixa diversidade de espécies de epífitas vasculares (6 espécies) no ambiente urbano. Estudos que abordam o epifitismo vascular em áreas urbanas também indicam baixo número de espécies epífitas (Dislich, 1996; Nunes-Freitas, 2004; Fabricante, 2006; Alves et al., 2014; Devens et al., 2016), mas nosso estudo obteve o menor número de espécies. Um estudo realizado em três praças e no Parque Municipal de Exposições do município de Palmeira das Missões, RS, confirmou a presença de 14 espécies pertencentes a 10 gêneros (Alves et al., 2014) e outro em Luziana, PR, identificou 11 espécies dentro de cinco famílias (Devens et al., 2016). De uma forma geral, baixo número de espécies de epífitas em áreas urbanas é atribuído por estas áreas apresentarem características ambientais distintas daquelas encontradas nos ecossistemas preferenciais desses grupos de plantas (Fabricante et al., 2006). Neste caso, o estado de preservação da área urbana em que o levantamento de espécies é realizado pode alterar a diversidade de espécies. O presente estudo foi realizado em praças centrais urbanas, e os resultados devem se diferir de forma significativa de estudos realizados em parques dentro dos municípios, uma vez que a baixa diversidade de epífitas em fragmentos florestais está relacionada com o grau de perturbação que vem sofrendo a região (poluição, coleta direta das epífitas) e o tamanho dos fragmentos com forte influência do efeito de borda (Frenedo, 2002), dando ênfase à importância de ampliar os esforços a fim de obtenção de dados qualiquantitativos de epífitas vasculares nos diferentes ambientes urbanos.

Considerando todas as espécies registradas no ambiente urbano, nota-se que foi verificada uma riqueza inferior à encontrada no ambiente natural (Colzani, 2023), que foi de 19 espécies, e que as espécies do ambiente urbano constituem um subconjunto das espécies encontradas na REP, sendo verificado um padrão de aninhamento entre as áreas. O aninhamento pode acontecer quando os locais têm poucas espécies e são subconjuntos de sítios com uma maior riqueza (Wright & Reeves 1992; Ulrich & Gotelli 2007). Isso pode refletir na perda de espécies como resultado de qualquer processo ecológico que promove diminuição de espécies e a desagregação de comunidades biológicas (Baselga & Rodriguez, 2019). Condição esta comprovada a partir do índice de similaridade de Jaccard, que indica uma similaridade moderada nas espécies de epífitas entre os dois levantamentos, em que 31,5% das espécies encontradas são comuns à ambas localidades. Além dos trabalhos realizados em ambientes urbanos citados anteriormente, em trabalhos realizados em florestas pouco alteradas, a

diversidade de espécies encontrada também é maior que a deste estudo: 37 espécies por Dislich (1996) na reserva florestal da Cidade Universitária, São Paulo; 51 espécies foram encontradas por Kersten & Silva (2002) em floresta ombrófila no Paraná; 70 espécies por Rogalski & Zanin (2003) em floresta estacional decidual no Rio Grande do Sul. Pode-se inferir que a baixa diversidade de epífitas nas áreas urbanas e também na REP, verificada também por meio do Índice de diversidade Shannon em comparação a outros estudos (Bataghin et al., 2010; Petean, 2009) pode ser atribuída a diversos fatores, e um deles pode ser a localização dos pontos de amostragem em fitofisionomias que naturalmente abrigam uma maior quantidade de epífitas do que o Cerrado. Fitofisionomias como a Mata Atlântica, presente no Estado de São Paulo, e áreas de floresta ombrófila no Paraná e floresta estacional no Rio Grande do Sul, são conhecidas por sua elevada diversidade de espécies de epífitas.

Apesar do baixo número de espécies encontradas, o número de espécies por família seguiu um padrão observado em outros estudos realizados no RS, com espécies concentradas em poucas famílias (Waechter, 1992; Buzatto, et al., 2008; Bernardi & Budke, 2009). Todas as famílias encontradas na área estudo estão entre as mais abundantes mundialmente como epífitas (Benzing 1990). A família com maior número de espécies e maior abundância no ambiente urbano foi Bromeliaceae, assim como no estudo de Fabricante et al. (2006) no qual as Bromeliaceae representaram 30% das epífitas amostradas e corroborando outras pesquisas realizadas no Brasil (Aguiar et al., 1981; Piliackas et al., 2000; Pinto et al., 1995). De acordo com Dislich (1996), na maioria das floras epifíticas conhecidas nos trópicos americanos, Orchidaceae é a família mais importante, seguida por Pteridophyta, Bromeliaceae e Araceae. Ressalta-se que as epífitas vasculares vêm sofrendo grande exploração antrópica, principalmente as das famílias Orchidaceae e Bromeliaceae, devido ao seu potencial econômico e ornamental, devido à exuberância de suas flores perfeitas e suas cores delicadas (Alves et al, 2014). No ambiente urbano de Uberlândia, foi observada uma abundância da família Orchidaceae bastante inferior ao da família Bromeliaceae, o que pode estar relacionada, entre outras coisas, ao maior potencial paisagístico e ornamental das orquídeas, comparadas às espécies de bromélias *Tillandsia* sp. encontradas neste estudo, tendo a facilidade de coleta dos indivíduos pela população como intensificador desta prática e da baixa riqueza e abundância. Infelizmente, a multiplicação por vias naturais de propagação das Orchidaceae é lenta, e o extrativismo de algumas espécies pode levar à extinção (Altafin et al., 2003; Brustulin & Schmitt, 2008).

No presente levantamento florístico, foram encontradas três espécies da família Bromeliaceae, resultado que representa 50% do total de espécies da referida família encontradas

na REP (Colzani, 2023). Resultados próximos ao verificado na Estação Ecológica de Jataí, SP, Brasil, situada no bioma Cerrado, em que foram encontradas 8 espécies da família Bromeliaceae. Entretanto, a riqueza encontrada em Uberlândia é inferior aos resultados obtidos por Bradski e Kaehler (2008), que encontrou 34 espécies de bromélias nas florestas da Serra do Marumbi, maciço próximo ao da Serra da Prata, enquanto Schütz-Gatti (2000) e Petean (2009) registraram, respectivamente, 31 e 24 espécies em Antonina e Guaraqueçaba. Na Ilha Grande RJ, Nunes-Freitas (2004) encontrou 45 espécies de Bromeliaceae em levantamento sistemático quantitativo especificamente voltado para esta família, que abrangeu também espécies terrícolas.

Na área urbana da Ilha da Marambaia - Mangaratiba/RJ (Azevedo, 2010) Bromeliaceae foi a família de maior riqueza ($S=5$) e o gênero mais representativo foi *Tillandsia*, com três espécies, de forma semelhante ao registrado no ambiente urbano de Uberlândia. O gênero *Tillandsia* foi o mais abundante neste trabalho, bem como em outros estudos (Fabricante et al., 2006, em área urbana; Ribeiro, 2009, em área de restinga; Oliveira, 2010, também em área de restinga). As espécies desse gênero apresentam adaptações às condições de déficit hídrico (presença de densa camada de escamas peltadas na superfície foliar) o que lhes permitiu o sucesso adaptativo nos mais diversos ambientes naturais, como o dossel (Benzing, 2000). Benzing (1976) ainda classifica as *Tillandsia* como espécies que apresentam caracteres xeromórficos em nível foliar. *T. recurvata* e *T. loliaceae* foram as espécies mais abundantes e com maiores valores de importância epifítica. No levantamento florístico realizado por Geraldino (2010), em Campo Mourão-PR, foi observado que a *Microgramma squamulosa* foi a espécie mais importante, com valor de importância epifítica superior a 50% na área de vegetação de interflúvio. O táxon *Pleopeltis angusta* ocupou a segunda posição (42,17% de VIE) e *Tillandsia loliaceae* e *T. recurvata* ocuparam a terceira posição (ambas com 36,62%).

No estudo na REP, a *Billbergia portiana* (Bromeliaceae) destacou-se como a espécie mais importante, com valor de importância epifítica (VIE) equivalente 0,26 (Colzani, 2023). A segunda espécie em importância, *Galeandra blanchetti* (Orchidaceae), (VIE = 0,08). *Asplenium* (Aspleniaceae), *Catasetum longifolium* (Orchidaceae), *Tillandsia loliacea* (Bromeliaceae), *Epidendron* sp. (Orchidaceae), *Microgramma* sp. (Polypodiaceae), *Philodendron* sp. (Araceae), *Tillandsia pohliana* (Bromeliaceae) e *Vanilla* sp. (Orchidaceae), apresentaram os mesmos valores de importância (VIE = 0,041) e (VIE = 0,06), respectivamente (Colzani, 2023).

A *Tillandsia recurvata*, por exemplo, é uma das epífitas com área de ocorrência mais ampla na América Tropical (Valverde et al., 2005), ocorrendo nos mais variados ambientes, desde os semiáridos mexicanos (Valverde et al., 2005) até as planícies costeiras úmidas do Rio

Grande do Sul (Gonçalves; Waechter, 2002), inclusive em sítios antropogênicos (Fabricante et al., 2006; Padilha, 2010). A sua adaptabilidade e plasticidade, evidenciadas pela métrica de generalidade, reforçam a importância das epífitas na manutenção da diversidade em diferentes ambientes.

Dessa forma, a preservação de áreas verdes em ambientes urbanos torna-se essencial não apenas para a continuidade da diversidade de epífitas, mas também para a saúde dos ecossistemas urbanos como um todo. A remoção ou perda de epífitas, resultante de ações antrópicas diretas ou indiretas, pode ter efeitos negativos significativos sobre a biodiversidade local, impactando especialmente aves e insetos que utilizam essas plantas como fonte de recursos ou abrigo (Angon, 2007). A redução da diversidade em ambientes urbanos, conforme demonstrado por nossos dados e pela literatura existente, ressalta a importância de manter áreas verdes nas cidades para preservar a biodiversidade e fornecer habitat vital para várias espécies.

4.2 Da relação epífitas-forófitos em ambiente urbano e natural

O estabelecimento de epífitas está fortemente relacionado aos atributos individuais dos forófitos, como altura, diâmetro, idade, formato da copa, textura e química da casca (Gentry & Dodson, 1987b; Garcia-Franco & Rico-Gray, 1988; Dislich, 1996; Hietz, 1997; Fontoura et al., 1997; Nieder et al., 2000). Em nosso estudo, foi verificada maior frequência de ocupação de indivíduos epifíticos nas copas dos forófitos, assim como em diversos outros estudos (Nadkarni, 1984; Gill & Onyibe, 1986; Waechter, 1980, 1992, 1998; Steege & Cornelissen, 1989; Brown, 1990; Zimmermann & Olmsted, 1992; Ingram & Nadkarni, 1993; Kernan & Fowler 1995; Kersten & Silva, 2002; Gonçalves & Waechter, 2002; Giongo & Waechter, 2004; Kersten 2006; Petean, 2009). A maior riqueza de espécies na base da copa e ramos primários pode ser atribuída à maior disponibilidade e qualidade do substrato (bifurcação, ramos horizontais e acúmulo de matéria orgânica para a fixação das epífitas) (Schütz-Gatti, 2000). As espécies que ocorrem na parte inferior do tronco são, possivelmente, as que toleram ambientes mais úmidos e sombreados, pois requerem condições ambientais semelhantes àsquelas encontradas no solo (Rogalski & Zanin, 2003).

Além disso, a composição epifítica varia em maior grau de acordo com o tamanho dos forófitos do que em relação a diferentes espécies de forófitos com diâmetros semelhantes (Nadkarni, 1984). Nossos resultados relacionados ao DAP médio dos forófitos no ambiente urbano de Uberlândia foram superiores aos apresentados no estudo realizado por Dettke (2008) no Parque do Ingá, município de Maringá-PR, em que a média de DAP das árvores analisadas foi de 42,3 cm, com diâmetros variando entre 18 e 95 cm. Tanto em um estudo realizado por

Köhler et al. (2007) quanto por Dettke (2008), a maior parcela da biomassa epifítica encontra-se sobre os indivíduos de tamanhos intermediários (grupamento de diâmetro médios), sendo a riqueza também concentrada sobre estes. Estes autores atribuem esta distribuição pelo fato de os indivíduos de tamanhos intermediários serem encontrados em maior densidade que os indivíduos grandes, por apresentarem regiões microclimáticas compatíveis às destes e por estarem expostos à chuva de diásporos por um período de tempo suficiente para uma alta taxa de colonização. Altura e diâmetro da árvore são positivamente relacionados à riqueza de epífitas (e.g. Hirata et al., 2009), considerando que esses parâmetros aumentam com a idade da planta, e que forófitos mais velhos têm mais epífitas (Barthlott et al., 2001). Em relação ao tipo de casca, geralmente, ritidomas mais rugosos favorecem a fixação e o crescimento de epífitas devido à maior capacidade de compatível ao observado no presente estudo em que a casca fendida obteve maior ocorrência de epífitas, provavelmente pela presença de fendas e rachaduras na casca que proporcionam mais pontos de ancoragem para as raízes ou estruturas de fixação das epífitas, além de proporcionar uma estabilidade maior do que em cascas escamosas, por exemplo, que podem ser mais facilmente removidas ou descamadas, comprometendo a fixação e desenvolvimento das epífitas.

No nosso estudo, foi verificado que no ambiente urbano os forófitos tratam-se de espécies, em sua maioria, exóticas, que são selecionadas e introduzidas pelo ser humano, frequentemente com propósitos estéticos ou funcionais. Diferentemente da REP, onde processos naturais de dispersão e sucessão ecológica desempenham um papel fundamental na composição da flora. Estudos que abordam a relação entre epífitas e suas hospedeiras, mostram que não há preferência de espécies arbóreas no ambiente urbano (Hietz, 1997). Identificamos três espécies de forófitos que são mais ocupados por epífitas, podendo sugerir uma especialização, possivelmente devido a características únicas desses forófitos que beneficiam as epífitas. Apesar disso, foi observado que as três espécies de epífitas mais abundantes do estudo apresentam característica mais generalista ou uma ampla tolerância a diferentes condições de hospedeiros, por sobreviverem em diversas espécies de forófitos.

A conectividade de uma rede ecológica representa a proporção de conexões presentes em relação ao total possível de conexões. Em nosso estudo encontramos uma maior conectividade nas áreas urbanas em comparação com a Reserva Ecológica do Panga, sugerindo que há uma maior densidade de interações entre as espécies na rede do ambiente urbano. Vários estudos mostram valores de conectividade (C) entre 0,08 e 0,35 (Ceballos et al., 2016; Francisco et al., 2019; Oliveira, 2020; Couto et al., 2022; Sayago et al., 2013; Zotarelli et al., 2019), entretanto apenas Francisco et al. (2018) obtiveram valores de C superiores ao nosso (0,58), o

que geralmente é associado à forte dominância de determinadas espécies nas comunidades de epífitas e seus forófitos. Estudos semelhantes apontam para a correlação entre os aumentos da conectividade e da resiliência, todavia, redes com índices baixos de conectância e de aninhamento se mostram mais susceptíveis à perda de táxons especialistas (Hagen et al., 2012; Sayago et al., 2013).

Em relação ao parâmetro de equidade de Pielou, a comunidade de epífitas na REP apresenta uma estrutura mais equitativa em termos de abundância das espécies, enquanto nas áreas urbanas, a distribuição das espécies pode ser mais desigual ou dominada por poucas espécies em relação às demais. As redes ecológicas estabelecidas entre epífitas e forófitos avaliadas em estudos parecidos apresentaram J superior às áreas urbanas, sendo de 0,61 e os 0,66 nos dois ambientes testados por Oliveira (2020), 0,82 de Sáyago et al. (2013), 0,60 de Zhao et al. (2013) e 0,64 em Ceballos et al. (2016).

Quando analisada a especialização da rede, percebe-se que na Reserva Ecológica do Panga, as interações entre epífitas e forófitos tendem a ser mais específicas, enquanto nas áreas urbanas, as interações são mais generalistas. Este padrão pode refletir diferenças nos ambientes e nas condições ecológicas das áreas estudadas. Os resultados sugerem, conforme já observado por Sayago et al. (2013), Ceballos et al. (2016) e Zotarelli et al. (2016), que a estratégia de dispersão de sementes por anemocoria, adotada pelas orquídeas, samambaias e por boa parte das bromélias, contribui para um padrão pouco especializado entre as redes bipartidas entre epífitas e forófitos. O pequeno valor de H^2 já era esperado, na medida em que epífitas são vegetais estruturalmente dependentes e, portanto, necessitam desenvolver estratégias que permitam sua sobrevivência no local para onde o vento (e, conseqüentemente, o acaso) levaram suas sementes (Ceballos et al., 2016).

A baixa especialização encontrada neste estudo nos leva a supor que a estrutura de comunidade de epífitas pode ser determinada pelo processo de dispersão, como a limitação de dispersão. Além disso, devido à aparente neutralidade da interação para o forófito e generalidade por parte do comensal, a teoria ecológica não prevê forte estruturação entre essas espécies (Sáyago et al., 2013; Zotz, 2016). Portanto, espera-se que a especificidade com o forófito seja relativamente fraca (Wagner et al., 2015).

O aninhamento é uma medida de padrões de especialização na rede ecológica, onde valores mais altos indicam uma estrutura mais ordenada. Podemos ver que o ambiente urbano apresenta um aninhamento significativamente maior em comparação com a Reserva Ecológica do Panga, sugerindo que a rede de interações no ambiente urbano é mais generalista, enquanto na Reserva, a menor conectividade e a maior especialização indicam interações mais

especializadas. De acordo com Naranjo et al. (2019), em se tratando de epífitas e forófitos somente redes com NDOF maior que 60 são aninhadas, o que foi verificado no presente levantamento florístico (ambiente urbano). A estrutura aninhada tem sido uma característica comum encontrada para interações epífitas-forófitos, independentemente do tipo de ambiente estudado (e.g., floresta ou inselberg) (Burns, 2007; Sáyago et al., 2013; Zhao et al., 2015; Ceballos et al., 2016). A sucessão, por meio da colonização sequencial das espécies de 99 epífitas, é um dos processos mais discutidos em vários estudos de rede entre epífitas vasculares e forófitos (Blick & Burns, 2009; Burns, 2007; Silva et al., 2010; Ceballos et al., 2016; Taylor et al., 2016), na qual algumas espécies pioneiras generalistas facilitam a colonização de outras espécies epifíticas especialistas. Por exemplo, Burns (2007) com o objetivo de quantificar a distribuição de epífitas em uma floresta da Nova Zelândia, observou que processos determinísticos são gerados por uma sequência previsível de sucessão, onde colonizadores melhoraram as condições ambientais dentro do forófito para a colonização das espécies sucessionais tardias, dando origem a uma rede altamente aninhada.

Em relação à métrica de generalidade, os valores verificados por meio da rede de interações epífita-forófito reforçam o hábito generalista das epífitas vasculares no ambiente urbano, diferentemente dos ambientes naturais mais preservados (Colzani, 2023; Lima, 2023). Podemos inferir que em áreas naturais preservadas, as condições ambientais tendem a ser mais estáveis e favoráveis, proporcionando nichos ecológicos mais específicos para diferentes espécies de epífitas, o que pode promover interações mais especializadas e reduzir a generalidade. Além disso, ambientes urbanos frequentemente têm uma menor diversidade de forófitos. Como resultado, as epífitas podem sofrer pressão para se adaptarem a uma variedade mais limitada de “hospedeiros” disponíveis. Isso pode levar as epífitas urbanas a selecionar estratégias mais generalistas para sobreviverem e se reproduzirem em diferentes tipos de árvores urbanas. Por sua vez, a vulnerabilidade verificada no ambiente urbano, inferior ao observado em estudos de ambientes naturais (Sáyago et al. 2013; Zhao et al. 2015 Ceballos et al. 2016 Francisco et al. 2018; 2019), pode indicar que algumas espécies de epífitas podem se adaptar às condições específicas encontradas em ambientes urbanos, permitindo que as epífitas utilizem uma gama mais ampla de “hospedeiros” disponíveis, diminuindo sua vulnerabilidade a mudanças adversas em um único tipo de forófito.

5. CONCLUSÃO

Observa-se uma tendência à homogeneização das epífitas vasculares em ambientes urbanos quando comparadas aos naturais, possivelmente devido à intervenção humana e ao uso ornamental de certas espécies. A riqueza de espécies epifíticas parece ser mais limitada em relação a outras fitofisionomias, como a Mata Atlântica e as florestas ombrófilas, que naturalmente suportariam uma maior diversidade de epífitas.

A concentração das epífitas em poucas famílias e a predominância de gêneros como *Tillandsia* corroboram essa tendência. As espécies mais abundantes de epífitas vasculares no ambiente urbano, como as Bromeliaceae do gênero *Tillandsia*, demonstram uma notável capacidade de generalismo, adaptando-se eficazmente a uma variedade de forófitos e demonstrando maior tolerância às condições ambientais desafiadoras encontradas nas cidades. Além disso, observou-se uma tendência à ocupação da copa dos forófitos e de indivíduos com casca fendida. As copas são preferidas devido à maior disponibilidade de luz, espaço, e acúmulo de matéria orgânica, enquanto a casca fendida oferece pontos de ancoragem seguros e retém umidade e nutrientes, criando um microambiente favorável ao crescimento das epífitas. Essa combinação de fatores resulta em uma maior diversidade e abundância de epífitas vasculares nas áreas urbanas, refletindo sua capacidade de adaptação e resiliência em ambientes modificados pelo homem.

A predominância de características generalistas nas epífitas urbanas, refletida pela maior conectividade e menor especialização na rede ecológica, contrasta com a maior especificidade e estruturação encontradas em ambientes naturais, evidenciando como a diversidade reduzida de forófitos e as condições ambientais distintas influenciam a distribuição e a dinâmica das epífitas. Em suma, a capacidade das epífitas de se adaptarem aos desafios urbanos e de utilizarem uma ampla gama de hospedeiros ajuda a mitigar sua vulnerabilidade comparada às condições mais estáveis e especializadas dos ambientes naturais preservados.

O estudo fornece informações importantes para a conservação da flora local, destacando a importância da preservação de áreas verdes urbanas para manter a biodiversidade e os ecossistemas saudáveis. Os resultados também podem contribuir para o planejamento urbano sustentável, ajudando a orientar políticas de manejo e conservação da vegetação em ambientes urbanos.

REFERÊNCIAS

- Ab'sáber, A. N. 1972. Da participação das Depressões Periféricas e Superfícies Aplainadas na Compartimentação do Planalto Brasileiro. In: *Geomorfologia* 28. IGEOG/USP, São Paulo.
- Ab'sáber, A. N. 2003. Os domínios de natureza do Brasil: potencialidades paisagísticas. São Paulo: Ateliê Editorial, 159 p.
- Aguiar, W. L.; Cidadini-Zanette, V.; Martau, L. & Backes, A. 1981. Composição florística de epífitos vasculares numa área localizada nos Municípios de Montenegro e Triunfo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Botânica* 28: 55-93.
- Almeida, D. H. C. 2007. Mudanças climáticas: premissas e situação futura. São Paulo: LCTE Editora.
- Alvares, C. A.; Stape, J. L.; Sentelhas, P. C.; Gonçalves, J. D. M.; Sparovek, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22: 711-728.
- Alves, F. E.; Menini Neto, L. 2014. Vascular epiphytes in a forest fragment of Serra da Mantiqueira and floristic relationships with Atlantic high altitude areas in Minas Gerais. *Brazilian Journal of Botany* 37: 187-196.
- Altafin, V. J.; Menezes, M. O.; Lima, R. R.; Pitombo, L. M. 2003. Semeadura in vitro de orquídeas para propagação massal. São Paulo, Boletim técnico n. 7: 1-14.
- Angon, A. C. 2007. Evaluación experimental sobre la importancia de las epífitas para la conservación de la biodiversidad em plantaciones de café. Tese de doutorado em Ciências em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Xalapa, Veracruz, México.
- Azevedo, D. B. 2010. Epífitas vasculares ocorrentes em três espécies de forófitos na área urbana da ilha da Marambaia, Mangaratiba/RJ. Trabalho de Conclusão de Curso, Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.
- Barthlott, W.; Schmit-Neuerburg, V.; Nieder, J. & Engwald, S. 2001. Diversity and abundance of vascular epiphytes: a comparison of secondary vegetation and primary montane rain forest in the Venezuelan Andes. *Plant Ecology* 152: 145-156.
- Baselga, A.; Gómez Rodríguez, C. 2019. Diversidad alfa, beta y gamma: cómo medimos diferencias entre comunidades biológicas? *Nova Acta Científica Compostelana* 26.
- Bellay, S.; Oliveira, E. F.; Almeida-Neto, M.; Lima Junior, D. P.; Takemoto, R. M.; Luque, J. L. 2013. Developmental stage of parasites influences the structure of fish-parasite networks. *PLoS One* 8: e75710.

- Bascompte, J.; Jordano, P.; Melián, C.; Olesen, J. M. 2003. The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100(16): 9383–9387.
- Benzing, D. H. 1986. The vegetative basis of vascular epiphytism. *Selbyana* 9: 23-43.
- Benzing, D. H. 1990. Vascular epiphytes: general biology and related biota. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 354 p.
- Benzing, D. H. 1995. The physical mosaic and plant variety in forest canopies. *Selbyana* 16(2): 159-168.
- Benzing, D. H. 2000. Bromeliaceae: perfil de uma radiação adaptativa. Imprensa da Universidade de Cambridge, Cambridge.
- Bernardi, S.; Budke, J. C. 2009. Estrutura da sinúsia epifítica e efeito de borda em uma área de transição entre floresta estacional semidecídua e floresta ombrófila mista. *Floresta* 40(1): 81-92.
- Bersier, L. F.; Banasek-Richter, C.; Cattin, M. F. 2002. Quantitative descriptors of food-web matrices. *Ecology* 83(9): 2394–2407.
- Blick, R. & Burns, K. 2009. Network properties of arboreal plants: are epiphytes, mistletoes, and lianas structured similarly? *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 11(1): 41–52.
- Blüthgen, N.; Menzel, F.; Blüthgen, N. 2006. Measuring specialization in species interaction networks. *BMC Ecology* 6(1): 9.
- Boechat, R. F. 2014. Redes de interações entre as comunidades de epífitas e de aves de Mata Atlântica na Reserva Ecológica do Guapiaçu, município de Cachoeiras de Macacu, RJ.
- Borgo, M. & Silva, S. M. 2003. Epífitos vasculares em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista, Curitiba, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 26(3): 391-401.
- Bradski, G.; Kaehler, A. 2008. Aprendendo OpenCV: visão computacional com a biblioteca OpenCV. O'Reilly Media, Inc., Sebastopol.
- Braun-Blanquet, J. 1979. Fitosociologia: bases para el estudio de las comunidades vegetales. Madrid: Blume, 820 p.
- Brown, D. A. 1990. El epifitismo en las selvas montanas del Parque Nacional "El Rey", Argentina: Composición florística y patrón de distribuição. *Revista de Biología Tropical* 38: 155-166.
- Brustulin, J.; Schmitt, J. L. 2008. Composição florística, distribuição vertical e floração de orquídeas epifíticas em três parques municipais do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Botânica* 59: 143–158.

- Burns, K. C. 2007. Network properties of an epiphyte metacommunity. *Journal of Ecology* 95(5): 1142-1151.
- Buzatto, R.; Freitas, E. M.; Silva, A. P. M.; Lima, L. F. P. 2007. Levantamento florístico das Orchidaceae ocorrentes na Fazenda São Maximiano, município de Guaíba, Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Biociências* 5(2-3): 19–25.
- Ceballos, S. J.; Chacoff, N. P.; Malizia, A. 2016. Interaction network of vascular epiphytes and trees in a subtropical forest. *Acta Oecologica* 77: 152-159.
- Cervi, A. C.; Acra, L. A.; Rodrigues, L.; Train, S.; Ivanchechen, S. L.; Moreira, A. L. O. R. 1988. Contribuição ao conhecimento das epífitas (excluindo Bromeliaceae) de uma floresta de araucária do primeiro planalto paranaense. *Ínsula* 18: 75-82.
- Chaves, A. D. C. G.; Santos, R. M. S. S.; Santos, J. O.; Fernandes, A. A.; Maracajá, P. B. 2013. A importância dos levantamentos florístico e fitossociológico para a conservação e preservação das florestas. *Revista ACSA – Agropecuária Científica no Semiárido* 9(2): 43-48.
- Colzani, A. P. A. 2023. Relação entre epífitas vasculares e forófitos em diferentes fitofisionomias de uma área de Cerrado do Triângulo Mineiro, Brasil. 2023. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Biodiversidade) - Universidade Federal de Uberlândia.
- Couto, D. R.; Francisco, T. M.; Nascimento, M. T. 2022. Commensalistic epiphyte–phorophyte networks in woody vegetation of tropical inselbergs: Patterns of organization and structure. *Austral Ecology* 47(5): 911-927.
- Dettke, G. A.; Orfrini, A. C.; Milaneze-Gutierrez, M. A. 2008. Composição florística e distribuição de epífitas vasculares em um remanescente alterado de Floresta Estacional Semidecidual no Paraná, Brasil. *Rodriguésia* 59(4).
- Devens, K. U.; Geraldini, A. P. B.; Amadeo, R. M.; Caxambu, M. G.; Magnoni, P. H. J. M. 2016. Levantamento de epífitas na arborização urbana do município de Luiziana, Paraná. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana* 10(4): 11.
- Dislich, R. 1996. Florística e estrutura do componente epifítico vascular na mata da reserva da cidade universitária “Armando de Salles Oliveira”, São Paulo, SP. 175 p. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Dittrich, V. A. O.; Kozera, C.; Silva, S. M. 1999. Levantamento florístico dos epífitos vasculares do Parque Barigüi, Paraná, Brasil. *Iheringia, Série Botânica* 52: 11-21.
- Duarte, M. M.; Gandolfi, S. 2013. Enriquecimento de florestas em processo de restauração: aspectos de epífitas e forófitos que podem ser considerados. *Hoehnea* 40(3): 507-514.

- Dunne, J. A.; Williams, R. J.; Martinez, N. D. 2002. Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. *Ecology Letters* 5(4): 558–567.
- Evans, D. M.; Poccock, M. J. O.; Memmott, J. 2013. The robustness of a network of ecological networks to habitat loss. *Ecology Letters* 16: 844–852.
- Fabricante, J. R.; Santos, F. S.; Gonçalves, I. O.; Ferreira, J. C.; Michelin, A. 2007. Caracterização Florística do Componente Epifítico Vascular Ocorrente nas Formações Florestais da Fazenda Noiva da Colina, Município de Borebi (SP). *Revista Salusvita* 26: 7-20.
- Fachin, B. A. 2016. Levantamento florístico das espécies de epífitas da Estação Ecológica Municipal Cantú em Mato Rico, Paraná. Tese de Bacharelado, Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
- Frenedozo, R. C.; Araújo, D. G.; Cancián, M. A. E. 2006. Composição florística e efeito de borda antrópica na ocorrência de epífitas vasculares em fragmentos florestais na região leste da cidade de São Paulo, SP. Centro de Ciências Biológicas e da Saúde – Universidade Cruzeiro do Sul, São Paulo.
- Francisco, T. M.; Couto, D. R.; Evans, D. M.; Garbin, M. L.; Ruiz-Miranda, C. R. 2018. Structure and robustness of an epiphyte–phorophyte commensalistic network in a neotropical inselberg. *Austral Ecology* 43(8): 903-914.
- Francisco, T. M.; Couto, D. R.; Garbin, M. L.; Muylaert, R. L.; Ruiz-Miranda, C. R. 2019. Low modularity and specialization in a commensalistic epiphyte-phorophyte network in a tropical cloud forest. *Biotropica* 51(4): 509-518.
- Fontoura, T.; Sylvestre, L. S.; Vaz, A. M. S.; Vieira, C. M. 1997. Epífitas vasculares, hemiepífitas e hemiparasitas da Reserva Ecológica de Macaé de Cima. In: Lima, H. C.; Guedes-Bruni, R. R. (Eds.). *Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em mata atlântica*. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, p. 89-101.
- Garcia-Franco, J. G.; Rico-Gray, V. 1998. Experiments on seed dispersal and deposition patterns of epiphytes – the case of *Tillandsia deppeana* Steudel (Bromeliaceae). *Phytologia* 65(1): 73-78.
- Gentry, A. H.; Dodson, C. 1987. Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. *Biotropica* 19(2): 149-156.
- Gentry, A. H.; Dodson, C. H. 1987. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 74(1): 205-223.

- Geraldino, H. C. L.; Caxambú, M. G.; Souza, D. C. 2010. Composição florística e estrutura da comunidade de epífitas vasculares em uma área de ecótono em Campo Mourão, PR, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 24(2).
- Gill, L. S.; Onyibe, H. I. 1986. Phytosociological studies of epiphytic flora of oil palm (*Elaeis guineensis* Jacq.) in Benin City, Nigéria. *Feddes Repertorium* 97(9).
- Guimarães, J. R.; Guimarães, P. R. 2006. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. *Environmental Modelling & Software* 21(10): 1512–1513.
- Gonçalves, C. N.; Waechter, J. L. 2002. Epífitos vasculares sobre espécimes de *Ficus organensis* isolados no norte da planície costeira do Rio Grande do Sul: Padrões de abundância e distribuição. *Acta Botanica Brasilica* 16: 429-441.
- Gonçalves, C. N.; Waechter, J. L. 2003. Aspectos florísticos e ecológicos de epífitos vasculares sobre figueiras isoladas no norte da planície costeira do Rio Grande do Sul. *Acta Botanica Brasilica* 17: 89-100.
- Giongo, C.; Waechter, J. L. 2004. Composição florística e estrutura comunitária de epífitos vasculares em uma floresta de galeria na Depressão Central do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Botânica* 27(3): 563-572.
- Hagen, M.; Kissling, W. D.; Rasmussen, C.; De Aguiar, M. A.; Brown, L. E.; Carstensen, D. W.; Guimaraes Jr, P. R. 2012. Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world. *Advances in Ecological Research* 46: 89-210.
- Hietz, P. 1997. Diversity and conservation of epiphytes in a changing environment. International Conference on Biodiversity and Bioresources: Conservation and Utilization, pp. 23-27.
- Hietz-Seifert, U.; Hietz, P.; Guevara, S. 1996. Epiphyte vegetation and diversity on remnant trees after forest clearance in southern Veracruz. *Biological Conservation* 75: 103-111.
- Ingram, S. W.; Nadkarni, N. M. 1993. Composição e distribuição da matéria orgânica epífita em uma floresta nublada neotropical, Costa Rica. *Biotropica* 25: 370-383.
- Irume, M. V.; Morais, M. L. C. S.; Zartman, C. E.; Amaral, I. L. 2013. Floristic composition and community structure of epiphytic angiosperms in a terra firme forest in central Amazonia. *Acta Botanica Brasilica* 27(2).
- Joanitti, S. A. 2013. Epifitismo vascular em três formações vegetais distintas: Mata de brejo, Floresta Estacional Semidecidual e Cerradão, pertencentes ao município de Bauru, estado de São Paulo. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Botânica), Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

- Jordano, P.; Bascompte, J.; Olesen, J. M. 2003. Invariant properties in coevolutionary networks of plant-animal interactions. *Ecology Letters* 6(1): 69–81.
- Kernan, C.; Fowler, N. 1995. Uso diferencial de substrato por epífitas no Parque Nacional do Corcovado, Costa Rica: uma fonte de estrutura de guildas. *Journal of Ecology* 65-73.
- Kersten, R. A.; Silva, S. M. 2001. Epífitas vasculares em planície litorânea no Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 24(2): 213-226.
- Kersten, R. A.; Silva, S. M. 2001. Composição florística e distribuição espacial de epífitas vasculares em floresta da planície litorânea da Ilha do Mel, Paraná. *Revista Brasileira de Botânica* 24: 213-226.
- Kersten, R. A.; Silva, S. M. 2002. Florística e estrutura do componente epifítico vascular em Floresta Ombrófila Mista aluvial do rio Barigüi, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 25: 259-267.
- Kersten, R. A.; Silva, S. M. 2006. The floristic compositions of vascular epiphytes of a seasonally inundated forest on the coastal plain of Ilha do Mel Island, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia Tropical* 54(3): 935-942.
- Kersten, R. A. 2010. Epífitas vasculares - Histórico, participação taxonômica e aspectos relevantes, com ênfase na Mata Atlântica. *Hoehnea* 37: 9-38.
- Knapp, S.; Kühn, I.; Wittig, R.; Ozinga, W. A.; Poschlod, P.; Klotz, P. 2008. Urbanization causes shifts in species' trait state frequencies. *Preslia* 80(1): 375-388.
- Knapp, S. L.; Dinsmore, C.; Fissore, S. E.; Hobbie, I.; Jakobsdottir, J.; Kattge, J. Y.; King, S.; Klotz, J. P.; McFadden; Cavender-Bares, J. 2012. Phylogenetic and functional characteristics of household yard floras and their changes along an urbanization gradient. *Ecology* 93: S83–S98.
- Krebs, C. J. 1999. *Ecological Methodology*. 2. ed. Benjamin/Cummings, Menlo Park.
- Kress, J. W. 1986. The systematic distribution of vascular epiphytes: an update. *Selbyana* 9: 2-22.
- Köppen, W. 1936. *Das geographische System der Klimate*. Gebr, Borntraeger, 44 p.
- Kühn, I.; Klotz, S. 2006. Urbanization and homogenization – Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological Conservation* 127: 292-300.
- Lima, H. C.; Guedes-Bruni, R. R. 1997. Diversidade de plantas vasculares na reserva ecológica de Macaé de Cima. In: Lima, H. C.; Guedes-Bruni, R. R. (Eds.). *Serra de Macaé de Cima: Diversidade florística e conservação em Mata Atlântica*. 1ª ed. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, p. 28-39.

- Ludwig, J. A.; Reynolds, J. F. 1988. *Statistical Ecology: A Primer in Methods and Computing*. Chapter 1.
- Lugo, A. E.; Scatena, F. N. 1992. Epiphytes and climate change research in the Caribbean: a proposal. *Selbyana* 13: 123-130.
- Lüttge, U. 1989. Vascular epiphytes: setting the scene. In: Lüttge, U. (Ed.). *Ecological Studies 79: Vascular plants as epiphytes*. Springer-Verlag, New York, pp. 1-12.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurements*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Ministério do Meio Ambiente. Portaria MMA Nº 148, de 7 de junho de 2022. Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção.
- Mckinney, M. L. 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11: 161-176. DOI: 10.1007/s11252-007-0045-4.
- Mello, M. A. R.; Rodrigues, F. A.; Costa, L. F. 2015. Keystone species in seed dispersal networks are mainly determined by dietary specialization. *Oikos* 124: 1031–1039.
- Mueller-Dombois, D.; Ellenberg, H. 1974. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. New York: Wiley, 547 p.
- Nadkarni, N. M. 1984. Epiphyte biomass and nutrient capital of a neotropical elfin forest. *Biotropica* 16(4): 249-256.
- Nadkarni, N. M. 1986. An ecological overview and checklist of vascular epiphytes in the Monteverde cloud forest reserve, Costa Rica. *Brenesia*, San José, v. 24, p. 55-63.
- Naranjo, C.; Iriando, J. M.; Riofrio, M. L.; Lara-Romero, C. 2019. Evaluating the structure of commensalistic epiphyte–phorophyte networks: a comparative perspective of biotic interactions. *AoB Plants*, 11(2), plz011.
- Nieder, J.; Engwald, S.; Klawun, M.; Barthott, W. 2000. Spatial distribution of vascular epiphytes (including hemiepiphytes) in a Lowland Amazonical Rain Forest (Surumoni Crane Plot) of Southern Venezuela. *Biotropica* 32(3): 385-396.
- Nkongmeneck, B. A.; Lowman, M. D.; Atwood, J. T. 2002. Epiphyte diversity in primary and fragmented forests of Cameroon, Central Africa: a preliminary survey. *Selbyana* 23(1): 121-130.
- Nunes-Freitas, A. F. 2004. Bromeliáceas da Ilha Grande: Variação interhabitats na composição, riqueza e diversidade da comunidade. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007. Análise de modelo nulo de padrões de aninhamento de espécies. *Ecologia* 88: 1824-1831.

- Oliveira, R. P. 2020. Ecologia de epífitas vasculares em ambientes inundáveis e não inundáveis. Tese de Doutorado apresentada na Universidade Federal de Brasília, Brasil.
- Petean, M. P. 2009. As epífitas vasculares em uma área de Floresta Ombrófila Densa em Antonina, PR. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Paraná.
- Piazzon, M.; Larrinaga, A. R.; Santamaría, L. 2011. Are nested networks more robust to disturbance? A test using epiphyte-tree, commensalistic networks. *PLoS ONE*, v. 6, n. 55, e19637. DOI: 10.1371/journal.pone.0019637.
- Piliackas, J. M.; Barbosa, L. M.; Catharino, E. L. M. 2000. Levantamento das epífitas vasculares do manguezal do Rio Picinguaba, Ubatuba, São Paulo. In: Simpósio de ecossistemas brasileiros, 5., 2000, São Paulo. Anais. São Paulo: Aciesp, v. 2, p. 357-363.
- Pinto, A. C.; Demattê, M. E. S. P.; Pavani, M. C. M. D. 1995. Composição florística de epífitas (Magnoliophyta) em fragmento de floresta no município de Jaboticabal, SP, Brasil. *Científica*, São Paulo, v. 22, p. 283-289.
- Ribeiro, D. C. A. 2009. Estrutura e composição de epífitas vasculares em duas formações vegetais na Ilha da Marambaia - Mangaratiba, RJ. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza.
- Richter, M. 1991. Methoden der Klimaindikation durch pflanzenmorphologische Merkmale in den Kordilleren der Neotropis. *Die Erde* 122: 267-289.
- Ricotta, C.; Dinepi, M.; Guglietta, D.; Celesti-Grapow, L. 2008. Exploring taxonomic filtering in urban environments. *Journal of Vegetation Science*, Renkum, v. 19, p. 229-238.
- Roberts, D. G.; Ayre, D. J.; Whelan, R. J. 2007. Urban plants as genetic reservoirs or threats to the integrity of bushland plant populations. *Conservation Biology*, São Francisco, v. 21, n. 3, p. 842-852.
- Rogalski, J. M.; Zanin, E. M. 2003. Composição florística de epífitas vasculares no estreito de Augusto César, Floresta Estacional Decidual do Rio Uruguai, RS, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, n. 26, p. 551-556.
- Sayago, R.; Lopezaraiza-Mikel, M.; Quesada, M.; Alvarez-Añorve, M. Y.; Cascante-Marín, A.; Bastida, J. M. 2013. Evaluating factors that predict the structure of a commensalistic epiphyte-phyte network. *Proceedings of the Royal Society B*, 280: 2012-2821.
- Silva, I. A.; Ferreira, A. W. C.; Lima, M. I. S.; Soares, J. J. 2010. Networks of epiphytic orchids and host trees in Brazilian gallery forests. *Journal of Tropical Ecology* 26(2): 127-137.

- Schütz-Gatti, A. L. 2000. O componente epifítico vascular na Reserva Salto Morato, Guaraqueçaba-PR. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Paraná.
- Silva, L. C.; Lima, J. D. 2017. Importância das áreas verdes. In: Márcia Pereira dos Santos, Selma Martines Peres, Maria Helena de Paula (Org.). *História, cidades, redes políticas e sociais*. 1. ed.: Editora Blucher, 2017, p. 89-102.
- Steege, H. T.; Cornelissen, J. H. C. 1989. Distribuição e ecologia de epífitas vasculares na floresta tropical de várzea da Guiana. *Biotropica*, p. 331-339.
- Strahler, A. N. 1948. Geomorfologia e estrutura da zona de falha de West Kaibab e Kaibab Plateau, Arizona. *Boletim da Sociedade Geológica da América*, 59(6): 513-540.
- Taylor, A.; Saldaña, A.; Zotz, G.; Burns, K. 2016. Composition patterns and network structure of epiphyte–host interactions in Chilean and New Zealand temperate forests. *New Zealand Journal of Botany* 54(2): 204-222.
- Thébault, E.; Fontaine, C. 2010. Stability of ecological communities and the architecture of mutualistic and trophic networks. *Science* 329: 853–856.
- Toledo, F. S. 2012. Áreas verdes e o índice de áreas verdes públicas de Uberlândia/MG por setores. Universidade Federal de Uberlândia - Instituto de Geografia, Programa de Pós-Graduação em Geografia.
- Turner, I. M.; Tan, H. T. W.; Wee, Y. C.; Ibrahim, A. B.; Chew, P. T.; Corlett, R. T. 1994. A study of plant species extinction in Singapore: lessons for the conservation of tropical biodiversity. *Conservation Biology* 8(3): 705-712.
- Vähä-Piikkiö, I.; Kurtto, A.; Hahkala, V. 2004. Species number, historical elements and protection of threatened species in the flora of Helsinki, Finland. *Landscape and Urban Planning*, São Diego, v. 68: 357-370.
- Valverde, T.; Hernández-Rosas, L.; Bernal, R. 2005. Habitat preference of the epiphyte *Tillandsia recurvata* (Bromeliaceae) in a semidesert environment in Central Mexico. *Canadian Journal of Botany* 83(10): 1238-124.
- Verdú, M.; Valient-Banuet, A. 2008. The nested assembly of plant facilitation networks prevents species extinctions. *The American Naturalist* 172(6): 751-760.
- Waechter, J. L. 1980. Estudo fitossociológico das orquídeas epifíticas da mata paludosa do Faxinal, Torres, Rio Grande do Sul. 104 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Waechter, J. L. 1986. Epífitos vasculares da mata paludosa do Faxinal, Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Botânica*, Porto Alegre, n. 34, p. 39-44.

- Waechter, J. L. 1992. O epifitismo vascular na Planície Costeira do Rio Grande do Sul. 163 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Waechter, J. L. 1998. Epifitismo vascular em uma floresta de restinga do Brasil Subtropical. *Revista Ciência e Natura*, n. 20, p. 43-66.
- Waechter, J. L.; Baptista, L. R. M. 2004. Abundância e distribuição de orquídeas epifíticas em uma floresta turfosa do Brasil Meridional. In: Barros, F. de; Kerbauy, G. B. (Org.). *Orquideologia sulamericana: uma compilação científica*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, Instituto de Botânica, p. 135-145.
- Wagner, K.; Mendieta-Leiva, G.; Zotz, G. 2015. Host specificity in vascular epiphytes: a review of methodology, empirical evidence and potential mechanisms. *AoB PLANTS* 7, plu092.
- Wright, D. H.; Reeves, J. H. 1992. On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. *Oecologia* 92: 416–428.
- Zhao, M.; Geekiyanage, N.; Xu, J.; Khin, M. M.; Nurdiana, D. R.; Paudel, E.; Harrison, R. D. 2015. Structure of the epiphyte community in a tropical montane forest in SW China. *PLoS ONE*, 10(4), e0122210.
- Zimmerman, J. K.; Olmsted, I. C. 1992. Utilização de árvores hospedeiras por epífitas vasculares em uma floresta sazonalmente inundada (Tintal) no México. *Biotropica*, p. 402-407.
- Zottarelli, P. C. L. A.; Colombo, D. R. S.; da Paixão, S. C. O.; Ventura, P. O.; Boro, M. C.; Jesus, A. L. 2019. *Aphanomyces brasiliensis* sp. nov. (Verrucalvaceae, Saprolegniales): a new species from Brazilian Atlantic Rainforest areas. *Phytotaxa* 415: 208-216.
- Zotz, G. 2016. *Plantas em plantas - a biologia das epífitas vasculares*. Berlim: Springer.

MATERIAL SUPLEMENTAR 1

Tabela 1. Espécies de epífitas encontradas nas praças centrais de Uberlândia e classificadas segundo o valor de importância epifítica (Nz = Número total de indivíduos forofíticos ocupados, FzA = Frequência absoluta sobre indivíduos forofíticos, FzR = Frequência relativa sobre indivíduos forofíticos, Nf = Número de espécies forofíticas ocupadas, F= frequência absoluta sobre as espécies de forófitos, FfR= frequência relativa sobre foro fíticas as espécies de forófitos, DoA= dominância absoluta DoR = Dominância relativa, DoM = dominância média e VIE= valor de importância epifítico).

Espécie	Nz	FzA	FzR	Nf	FfA	FfR	DoA	DoR	DoM	VIE
<i>Tillandsia loliacea</i>	122	51,05	34,27	22	81,48	33,33	69921,70	41,68	0,16	37,51
<i>Tillandsia recurvata</i>	195	81,59	54,77	25	92,59	37,88	90499,64	53,95	0,20	45,91
<i>Tillandsia pohliana</i>	32	13,39	8,99	13	48,15	19,70	5730,06	3,41	0,05	11,55
<i>Microgramma lindbergii</i>	1	0,42	0,28	1	3,70	1,51	159,15	0,09	0,003	0,80
<i>Epiphyllum phyllanthus</i>	3	1,25	0,84	3	11,11	4,54	1162,47	0,69	0,01	2,62
<i>Catasetum macrocarpum</i>	3	1,25	0,84	2	7,41	3,03	281,07	0,17	0,006	1,60
Somatório	356	148,95	100	66	244,44	100	167754,1	100	0,41	100

CAPÍTULO 2

Determinação quali-quantitativa de elementos químicos presentes em folhas de três espécies de *Tillandsia* crescidas em ambiente urbano e ambiente natural

Meirielly Marcelina Palhares; Igor Abba Arriola; Jéssica Ferreira de Lima; Clésia Cristina Nascentes; Amanda de Paula Almeida Colzani; Rosy Mary dos Santos Isaias; Ana Sílvia Franco Pinheiro Moreira

Resumo

O monitoramento da qualidade do ar é essencial para compreender os padrões de poluição atmosférica, identificar fontes de contaminação e desenvolver estratégias eficazes de mitigação. Os biomonitores ambientais surgem como uma abordagem complementar às técnicas convencionais de monitoramento ambiental. Plantas epífitas, como as espécies do gênero *Tillandsia*, têm a capacidade de acumular elementos do ar, refletindo a composição atmosférica. Este trabalho teve como objetivo verificar quais elementos químicos são absorvidos pelas espécies *Tillandsia pohliana*, *Tillandsia recurvata* e *Tillandsia loliacea* em ambiente urbano (praças centrais de Uberlândia/MG) e de áreas preservadas do entorno (ambiente natural), identificando, quantificando e localizando nos tecidos através de métodos como espectrometria (ICP-MS), microscopia eletrônica (MEV-EDS) e microscopia óptica. O impacto do ambiente urbano foi avaliado por meio de análises de fluorescência da clorofila a. Os resultados apresentaram diferenças na composição e localização dos elementos químicos nas folhas das três espécies estudadas nos ambientes urbano e natural. As plantas crescidas em áreas urbanas apresentaram maior concentração de macronutrientes em relação aos ambientes naturais, com maior concentração nas escamas. Entretanto, foi possível observar que no ambiente urbano as plantas incorporaram estes macronutrientes em seus tecidos, não alcançando níveis tóxicos. Tal resultado foi evidenciado considerando que as três espécies não apresentaram efeito deletério nas taxas fotoquímicas podendo, inclusive, aumentar sua eficiência fotoquímica como observado para *T. recurvata* e *T. loliacea*. Não foram observadas concentrações superiores de metais pesados ou não essenciais, sugerindo que as escamas funcionem como eficientes barreiras físicas a estes elementos. Esses resultados ressaltam a complexidade das respostas das plantas às condições ambientais e a importância de pesquisas contínuas para entender os impactos da urbanização e da poluição atmosférica, demonstrando a necessidade de ampliar os estudos sobre as epífitas vasculares como biomonitores ambientais.

Palavras-chave: biomonitoramento ambiental; Bromeliacea; epífitas vasculares; poluentes atmosféricos; metais pesados.

Abstract

Air quality monitoring is essential for understanding air pollution patterns, identifying sources of contamination, and developing effective mitigation strategies. Environmental biomonitors emerge as a complementary approach to conventional environmental monitoring techniques. Epiphytic plants, such as species of the *Tillandsia* genus, have the ability to accumulate elements from the air, reflecting the atmospheric composition. This work aimed to verify which chemical elements are absorbed by the species *Tillandsia pohliana*, *Tillandsia recurvata* and *Tillandsia loliacea* in an urban environment (central squares of Uberlândia/MG) and in preserved areas in the surrounding area (natural environment), identifying, quantifying and locating them in the tissues through methods such as spectrometry (ICP-MS), electron microscopy (SEM-EDS) and optical microscopy. The impact of the urban environment was assessed through chlorophyll a fluorescence analysis. The impact of the urban environment was assessed through chlorophyll a fluorescence analysis. The results showed differences in the composition and location of chemical elements in the leaves of the three species studied in urban and natural environments. Plants grown in urban areas had a higher concentration of macronutrients compared to natural environments, with a higher concentration in scales. However, it was possible to observe that in the urban environment, plants incorporated these macronutrients into their tissues, not reaching toxic levels. This result was evidenced considering that the three species did not present a deleterious effect on photochemical rates and could even increase their photochemical efficiency as observed for *T. recurvata* and *T. loliacea*. No higher concentrations of heavy or non-essential metals were observed, suggesting that the scales function as efficient physical barriers to these elements. These results highlight the complexity of plant responses to environmental conditions and the importance of continued research to understand the impacts of urbanization and atmospheric pollution, demonstrating the need to expand studies on vascular epiphytes as environmental biomonitors.

Keywords: environmental biomonitors, vascular epiphytes, chemical elements, heavy metals, *Tillandsia recurvata*, *Tillandsia loliacea*, *Tillandsia pohliana*.

1. INTRODUÇÃO

Nas plantas, a lâmina foliar possui a capacidade de acumular material particulado atmosférico, intimamente relacionada à sua estrutura superficial, como a presença e estrutura química de ceras, cutícula, epiderme, estômatos e tricomas (Pal et al., 2002; Wang et al., 2010; Shi et al., 2017; Zhang et al., 2017). Isso resulta em diferenças significativas na quantidade de metais pesados acumulados entre diferentes espécies de árvores (Caricchia et al., 1999; Chai et al., 2002; Liu et al., 2018). As *Tillandsia* (Bromeliaceae), por exemplo, compreendem 450 espécies (Judd et al., 2009) das quais muitas são conhecidas como bioindicadores de contaminação atmosférica (Graciano et al., 2003; Figueiredo et al., 2004; Carneiro, 2004; Dragunski et al., 2009). Elas apresentam alta capacidade de retenção de água e nutrientes da atmosfera, devido à sua densa cobertura de tricomas (conhecidos como escamas peltadas) em suas folhas, permitindo sua sobrevivência em condições adversas (Malm et al., 1998; Benzing, 2000). Por outro lado, a distribuição das escamas ao longo da superfície das folhas facilita a retenção de partículas atmosféricas na epiderme (Vianna et al., 2011). Numerosos estudos detectaram metais como manganês (Mn), cobre (Cu), ferro (Fe), céσιο (Cs), cobalto (Co), chumbo (Pb) e zinco (Zn) absorvidos pelas folhas destas plantas (Pignata et al., 2002; Wannaz et al., 2006; Figueiredo et al., 2007; Pereira et al., 2007; Vianna et al., 2011). O uso crescente das espécies de *Tillandsia* como indicadoras de qualidade do ar demonstra sua eficiência em relação a outros organismos utilizados em estudos de biomonitoramento.

Neste contexto, o monitoramento da qualidade do ar é fundamental para compreender os padrões de poluição atmosférica, identificar fontes de contaminação e desenvolver estratégias eficazes de mitigação. Diversas pesquisas utilizam organismos como bioindicadores para estudos da qualidade do ar, da água e do solo, mostrando resultados positivos (Lobo et al., 2002; Carvalho, 2005; Oliva & Figueiredo, 2005; Bagatini et al., 2007; Lima et al., 2007; Bujokas, 2008). Segundo Wolterbeek (2002), o biomonitoramento pode ser definido como o uso de bio-organismos ou biomateriais para obter informações quantitativas sobre determinadas características da biosfera. As informações relevantes no biomonitoramento (com plantas ou animais) são geralmente deduzidas a partir das concentrações de substâncias específicas acumuladas no tecido do organismo monitorado (denominados organismos bioindicadores de acumulação); ou por mudanças de comportamento do organismo (impactos na composição ou riqueza de espécies, na fisiologia, na morfologia e/ou no desempenho ecológico), denominados organismos bioindicadores de reação.

Vários nutrientes minerais exercem um papel fundamental na nutrição mineral das plantas, sendo considerados macro e micronutrientes importantes. No entanto, em níveis elevados, assim como com a presença de outros elementos não essenciais ou metais pesados, como chumbo (Pb), mercúrio (Hg) e cádmio (Cd), tornam-se perigosos e podem causar efeitos tóxicos, incluindo a morte das plantas (Silva, 2014). Pesquisas mostram que a assimilação de metais pesados por plantas pode ocasionar consequências negativas no crescimento do vegetal e na germinação de sementes, restringindo a produção de clorofila, danificar o material genético e modificando o funcionamento enzimático (Souza et al., 2011; Ribeiro et al., 2015). O processo fotossintético, por exemplo, é sensível ao nível tóxico do chumbo (Garg & Aggarwal, 2011), podendo reduzir a taxa fotossintética (Lima et al., 2013), afetar a organização dos cloroplastos e alterar a produção enzimática e de antioxidantes que atuam na proteção vegetal (Rossato, 2010). Para avaliar esses efeitos, análises da eficiência fotossintética e medidas de estresse vegetal são algumas metodologias empregadas. Além das alterações fisiológicas, mudanças estruturais em plantas expostas a metais tóxicos foram identificadas por diversos autores. Por exemplo Eleftheriou (1987) comparando folhas de *Olea europaea* L. cv. *Halkidiki* (oliveiras) de ambiente rural e urbano encontrou uma redução de espaços aéreos nas folhas de plantas de ambiente urbano e destacou que essa redução pode ser uma estratégia adaptativa ao ambiente submetido à grande quantidade de gases tóxicos. Segundo Melo et al., (2007), algumas espécies podem, inclusive, desenvolver mudanças na espessura de tecidos do mesofilo foliar. Além disso, a absorção e acúmulo de elementos químicos podem incluir não apenas metais pesados, mas também elementos essenciais em concentrações tóxicas podem comprometer as células. Por exemplo, já foi demonstrado que plantas de *Vicia faba* expostas por 2 h a 175 ppb de SO₂ apresentaram colapso das células epidérmicas (Unsworth, 1981), e folhas de *Sechium edule* apresentaram plasmólise das células epidérmicas e do mesofilo quando coletadas em áreas sujeitas a alta emissão de SO₂ pela indústria de calcário (Alquini et al., 1996).

Os metais tóxicos, ou em concentrações tóxicas, podem ser dispersos por meio de gases e por isso podem ser encontrados tanto em ambientes naturais (rios, matas e campos) quanto em áreas urbanas (parques e praças), afetando a biologia das plantas destes locais (Santos et al., 2020). A atmosfera é formada por uma mistura de gases e partículas decorrente de emissões naturais e antropogênicas (Santana, 2019). Podemos citar como fontes naturais de partículas os gases emitidos por erupções vulcânicas, decomposição de animais e vegetais, ressuspensão de poeira do solo pelo vento, formação de gás metano em pântanos, aerossóis marinhos, pólen de plantas, e incêndios naturais. As fontes antropogênicas são inúmeras, das quais podemos destacar: atividades industriais, incineração de lixo, emissões pelo tráfego de veículos, queima

de combustíveis fósseis e queimas na agricultura (Resende, 2007). Quase 3000 diferentes compostos de origem antrópica já foram identificados na atmosfera, sendo a maior parte deles orgânicos (Guarheiro et al., 2011). Os principais poluentes produzidos pela ação antrópica nas cidades são o material particulado (MP), o dióxido de enxofre (SO₂), o monóxido de carbono (CO), o dióxido de carbono (CO₂), o ozônio (O₃), o dióxido de nitrogênio (NO₂) e os hidrocarbonetos (HCs) (Ayoade, 2012). Além destes, dispersos no ar atmosférico, existem os metais pesados, considerados entre os mais perigosos poluentes devido a sua longa permanência no ambiente (Carreras et al., 2009), por serem compostos não biodegradáveis e pelo fator acumulativo (Kabata-Pendias & Dudka, 1991).

Diante do exposto, este estudo teve como objetivo determinar os elementos poluentes presentes em folhas de três espécies de *Tillandsia* encontradas em ambiente urbano e em áreas naturais. Procurou-se determinar em quais tecidos das folhas estes poluentes se encontram e quais os efeitos sobre o rendimento na fotossíntese destas espécies, buscando entender por que estas plantas são epífitas dominantes no ambiente urbano (ver cap. 1). A determinação destas análises viabiliza o maior conhecimento acerca das *Tillandsia* como bioindicadores ambientais, bem como possibilita identificar possível acúmulo de poluentes de fontes antrópicas relacionadas aos ambientes urbanos. A hipótese formulada é de que ambientes urbanos apresentam concentrações elevadas de metais pesados e outros elementos químicos associados a fontes de poluição, em comparação com ambientes naturais. Espera-se que esses metais se acumulem nas escamas epidérmicas das espécies amostradas. Supõe-se também que essas plantas não absorvam os poluentes, o que poderia não afetar seu desempenho fotoquímico.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Foram coletados indivíduos de *Tillandsia pohliana* Mez, *T. recurvata* (L.) L., e *T. loliacea* Mart. ex Schult. & Schult.f. no ambiente urbano do município de Uberlândia-MG e em fragmentos naturais de áreas de preservação no entorno (Reserva Ecológica do Panga, Uberlândia-MG - coordenadas 19°10'56.04"S e 48°23'37.28"O e Cachoeira da Fumaça, município de Nova Ponte-MG - 19°13'25.13"S 47°48'25.86"O) - Os solos da região de estudo são classificados como Latossolo Vermelho e Latossolo Vermelho-Amarelo, profundo, bem drenado e com textura acentuadamente arenosa (Schiavini 1997), e solos hidromórficos de textura arenosa, de mediana a intensamente ácidos, com características distróficas (Lima 1992). As coletas foram realizadas entre janeiro e agosto de 2023, sendo os exemplares acondicionados em bolsas e imediatamente levados para o laboratório para tratamento e limpeza da superfície externa das folhas com gaze e água destilada.

2.1 Quantificação de elementos químicos

Para avaliação dos elementos químicos presentes no tecido foliar das três espécies de *Tillandsia*, amostras de três indivíduos (n=3) de cada espécie na zona urbana e em ambiente natural foram secas em estufa a 40° C e trituradas até obter um pó fino e homogêneo. Cerca de 0,2 g das amostras foram digeridos em 8,75 ml de ácido nítrico 2 mol L⁻¹ e 1,25 ml de peróxido de hidrogênio com auxílio de microondas de alta potência (Ethos, Milestone) (Wu et al., 1997). Após a digestão, o volume foi elevado para cerca de 18 ml com adição de água Mili Q, atingindo diluição final de cerca de 90 vezes. As amostras foram analisadas por espectrometria de massa com plasma indutivamente acoplado ICP-MS (sensibilidade de partes por bilhão) (Agilent 7700, Agilent Technologies, Santa Clara, USA).

Para os elementos fósforo (P), enxofre (S) e cálcio (Ca) foi utilizada a técnica de fluorescência de raios X por reflexão total (TXRF) S2 PICOFOXTM (Bruker Nano GmbH, Berlin, Germany), devido às limitações técnicas do ICP-MS, que apresentou interferências na quantificação precisa desses elementos. Uma alíquota de 450 µL das amostras digeridas foi misturada com 5 µL de solução padrão de Gálio. 10 µL desta mistura foram pipetados em um disco siliconizado, secos em estufa e analisados com um feixe de raio-x. A concentração dos elementos químicos foi dada em mg kg⁻¹.

Com as concentrações determinadas nas amostras de cada espécie em cada localidade, os elementos químicos foram agrupados, conforme Grossi (1993) e Bidlingmaier (1990), em quatro grupos: elementos pouco tóxicos (micronutrientes em altas concentrações), elementos potencialmente cancerígenos, macronutrientes tóxicos em altas concentrações e elementos muito tóxicos. No primeiro grupo, estão os elementos considerados pouco tóxicos ao ambiente, os quais, em sua maioria, são tidos como micronutrientes que em concentrações elevadas são potencialmente tóxicos. Pertencem a este grupo o alumínio (Al), cobalto (Co), cobre (Cu), manganês (Mn), molibdênio (Mo), selênio (Se), vanádio (V) e zinco (Zn). Os elementos potencialmente cancerígenos incluem arsênio (As), berílio (Be), cromo (Cr) e níquel (Ni). O terceiro grupo de elementos considerados muito tóxicos inclui o chumbo (Pb), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e telúrio (Te). Por sua vez, o quarto grupo considerou os macronutrientes potássio (K), enxofre (S), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e Fósforo (P) quando em grandes quantidades.

2.2 Localização dos elementos químicos

A localização dos elementos químicos presentes na porção mediana das folhas das três espécies de *Tillandsia* coletadas nas duas localidades (ambiente urbano e natural) (n=3) foi analisada por microscopia eletrônica de varredura (MEV) com detector EDS acoplado (espectrometria de energia dispersiva por Raio-X) (modelo 51-ADD0048, Oxford instruments X-act), operando com uma voltagem de 10 kv (conforme utilizado por Pridgeon et al., 1983; Porembski & Barthlott, 1988). Os fragmentos foram fixados em Karnovsky (paraformaldeído 4%, glutaraldeído 0,01 M e tampão fosfato 0,2 M, pH 7,2) (5:3:2, v/v) (Karnovsky 1965, modificado por Kraus & Ardiun 1997) e posteriormente lavados em álcool 70% e tampão fosfato. Foram desidratados em série etílica até ponto crítico de CO₂ (EMCPD 300, Leica, Alemanha) para posterior metalização em ouro (20 a 30 nm de espessura) utilizando-se Sputter Coater SCD O50, BalTec (Quorum, New York) e análise no microscópio eletrônico de varredura (veja 3, TESCAN, República Tcheca).

Para histolocalização do alumínio, folhas intactas das três espécies em cada condição (n=5) foram coradas com Morin, as folhas foram lavadas com tampão nH₄OAc (pH 5,0 ± 0,01) por 10 min antes de ser coradas com solução de Morin por 30 min (Eggert, 1970). O corante foi preparado imediatamente antes do procedimento, adicionando-se 0,032 g de Morin em 1 L do tampão. Seções à mão livre foram observadas em um microscópio acoplado com fluorescência (DM4000 B-LED, Leica, Alemanha).

Para histolocalização de ferro, seções transversais obtidas à mão livre (n = 5) foram submetidas ao teste de ferro férrico (Fe³⁺) (Suvarna et al., 2018). Para detecção de Fe³⁺, o ferricianeto de potássio foi substituído por ferrocianeto de potássio, sendo as reações positivas demonstradas pelo azul escuro de da Prússia (Suvarna et al., 2018). As lâminas foram analisadas em microscopia óptica (Leica, DM1000, Alemanha).

2.3 Análise do estresse por meio da fluorescência da clorofila a

Parâmetros de fluorescência da clorofila *a* foram utilizados como indicadores de estresse considerando o ambiente urbano e natural. Folhas (n=3) das três espécies em cada condição foram coletadas, adaptadas ao escuro por 30 min e avaliadas em um fluorômetro por imagem (Handy FluorCam, PSI, República Checa). O efeito Kautsky foi calculado por meio do software FluorCam 7.0 seguindo protocolo *Quenching*. Foram considerados como parâmetros neste estudo a eficiência quântica do fotossistema II (PSII) adaptado à luz (QY_{max}), o rendimento quântico máximo do PSII (Fv/Fm), a extinção não fotoquímica em estado estacionário na luz (NPQ) e a taxa de declínio de fluorescência em estado estacionário na luz (Rfd).

2.4 Análise dos dados

Os dados foram comparados considerando diferenças nas concentrações de elementos químicos (variável dependente quantitativa) entre as espécies e entre os locais de amostragem (variáveis independentes categóricas). Para os dados paramétricos (concentração de lítio (Li), berílio (Be), cobalto (Co), Arsênio (As), molibdênio (Mo), Al, Fe, magnésio (Mg), K e P) e para os dados transformados em log (não apresentavam normalidade ou homogeneidade de variância - V, Ba e Zn) foi utilizada ANOVA fatorial. Dados que não atenderam às premissas (Ni (link log), Cu, Y (link log), Cd, Hg, Pb, Cr (link log), Mn (link log), S (link log) e Ca (link log), Se (link log)) foram submetidos ao modelo linear generalizado misto (GLMM) com distribuição “Gamma”. Após agrupamento dos elementos químicos nos quatro grupos (micro e macronutrientes, nutrientes potencialmente cancerígenos e muito tóxicos) foi realizado o teste não paramétrico Mann-Whitney software R (i386 4.3.1). As concentrações de Al nas folhas dos indivíduos crescendo em cada ambiente foram analisadas separadamente por ser um importante metal causador da acidez nos solos do Cerrado, enquanto o Fe tem sido fortemente relacionado ao bom funcionamento do processo fotossintético. Ambos os dados seguiram os princípios de homogeneidade e normalidade, sendo utilizado teste t de Student. Para todas as análises as diferenças consideraram 5% como níveis de significância.

Uma análise de componentes principais (PCA) foi conduzida no software R com o propósito de identificar se há um padrão de similaridade entre os diversos elementos detectados nas folhas de cada espécie em cada ambiente. Foram utilizados os resultados das concentrações de cada elemento químico nas folhas das três espécies em ambiente natural e urbano.

3. RESULTADOS

3.1 Presença de elementos químicos em folhas de *Tillandsia spp.*

De um modo geral, as folhas de *Tillandsia* apresentaram maior quantidade de macronutrientes no ambiente urbano quando comparado com o ambiente natural (Tabela 1). Os grupos de elementos químicos classificados como micronutrientes, nutrientes potencialmente cancerígenos e nutrientes tóxicos não apresentaram diferença entre ambiente urbano e ambiente natural. Quando considerados os grupos de elementos químicos nas folhas das três espécies separadamente (*T. pohliana*, *T. loliaceae* e *T. recurvata*), não foram verificadas diferenças significativas entre ambiente urbano e ambiente natural, tampouco entre as diferentes espécies amostradas.

Tabela 1. Concentração total (média \pm DP) de elementos químicos encontrados em folhas de três espécies de *Tillandsia* (*T. pohliana*, *T. recurvata* e *T. loliacea*) em ambiente urbano e ambiente natural. Os elementos químicos foram agrupados em micro e macronutrientes possivelmente tóxicos em altas concentrações, elementos potencialmente cancerígenos e elementos muito tóxicos. Os grupos foram propostos por Grossi (1993) e Bidlingmaier (1990).

Grupos	Concentração (mg kg ⁻¹)		Valor de W	Valor de p
	Natural	Urbano		
Macronutrientes	2758,46 \pm 3594,78b	4220,13 \pm 4373,27a	W = 1093	p = 0,0251
Micronutrientes	346,47 \pm 987,87	370,35 \pm 1026,65	W = 2457	p = 0,591
Potencial cancerígeno	3,70 \pm 5,80	2,17 \pm 3,38	W = 722	p = 0,4101
Tóxicos	7,50 \pm 15,78	8,52 \pm 15,62	W = 669	p = 0,8185

Foram identificados 23 elementos químicos nas folhas de *Tillandsia* analisadas, dentre os quais, nove apresentaram interação quando comparadas as espécies e o ambiente em que se encontram, sendo eles Al, As, Ba, Be, Fe, K, S, V e Y (Fig. 1). Os elementos químicos Cd, Ca, Co, Cu, Cr, Pb, P, Li, Mg, Mn, Hg, Mo, Ni, Se e Zn não apresentaram interação ($p > 0,05$) (Fig. 1, Supl. 2). *Tillandsia recurvata* apresentou maiores concentrações de Al, Ba e V do que alguma das outras espécies em um dos dois ambientes. Ela também apresentou maiores concentrações de As e Be para o ambiente natural, e Fe e S para o ambiente urbano. *Tillandsia loliacea* apresentou maiores concentrações de K do que *T. pohliana* (nos dois ambientes) e *T. recurvata* no ambiente natural.

Analisando os elementos de forma isolada, *T. loliacea* apresentou maiores concentrações de Fe e Al no ambiente urbano ($p \leq 0,01$ e $p < 0,05$, respectivamente) quando comparado ao ambiente natural, enquanto que *T. pohliana* e *T. recurvata* não apresentaram diferenças nas concentrações destes elementos entre os diferentes ambientes (Fig. 2).

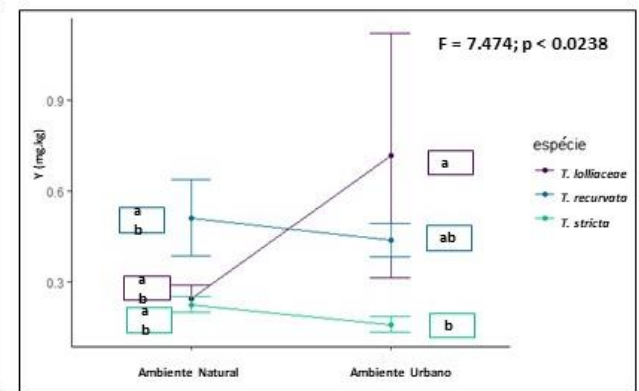
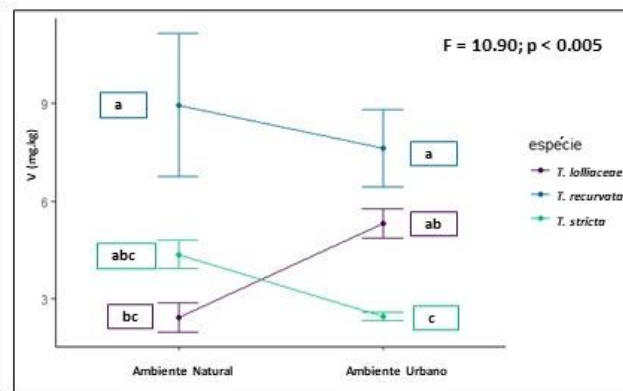
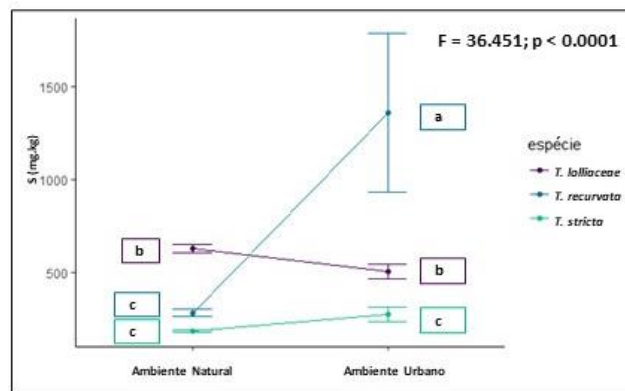
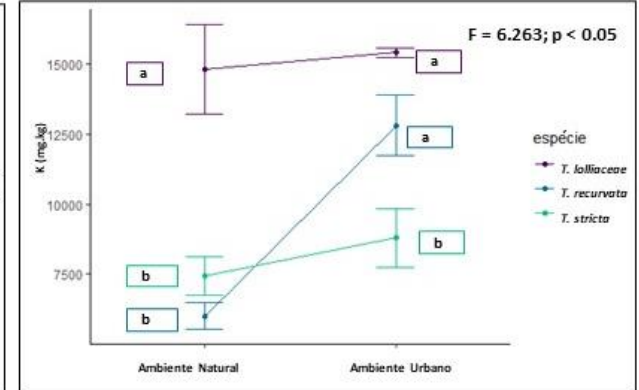
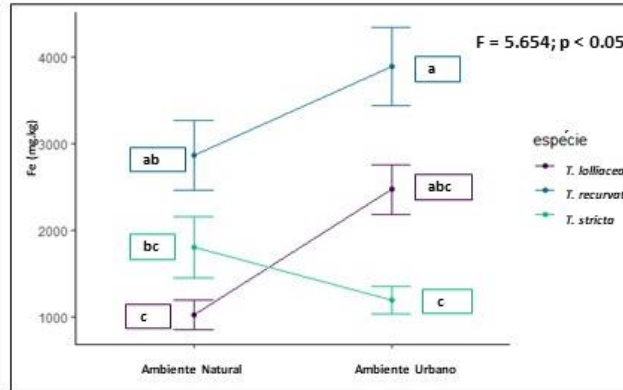
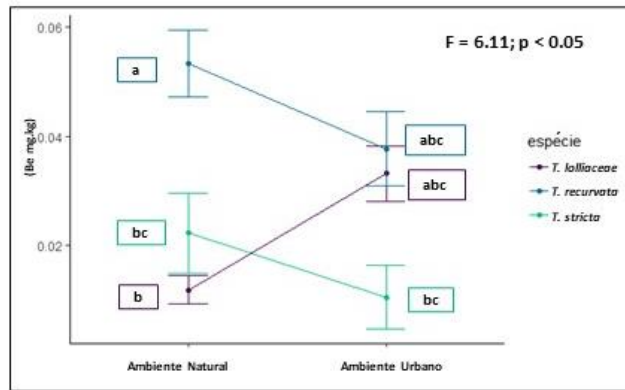
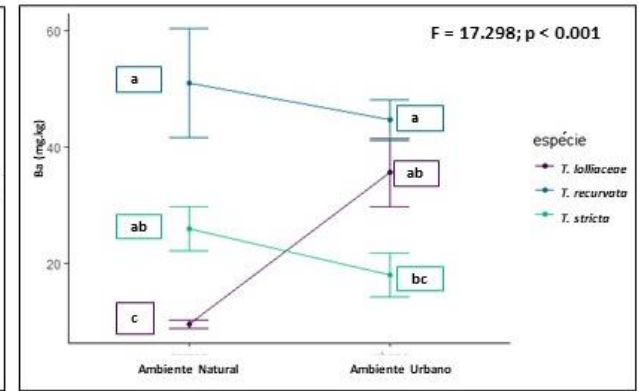
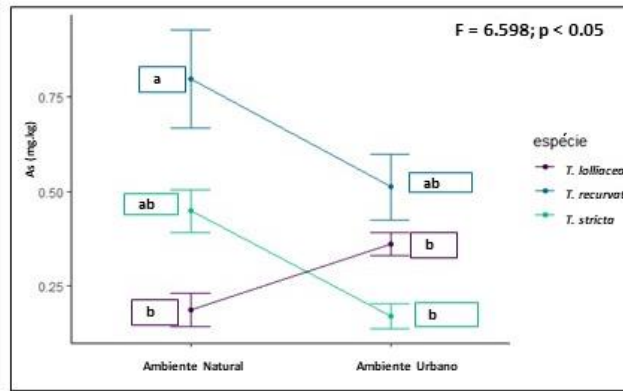
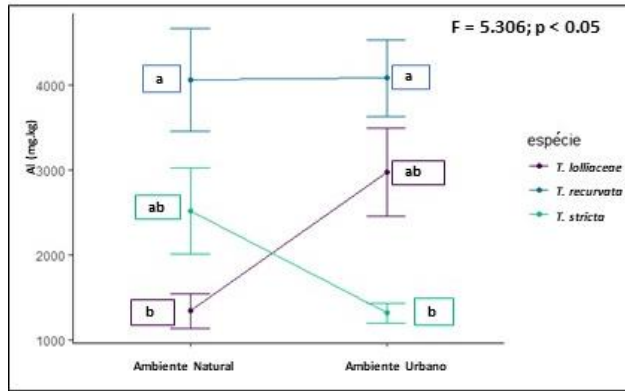


Figura 1. Elementos químicos quantificados via ICP-MS nas folhas de *Tillandsia pohliana*, *T. loliacea* e *T. recurvata* encontradas no município de Uberlândia (ambiente urbano) e em áreas de preservação do entorno (ambiente natural). Os dados foram comparados utilizando-se ANOVA fatorial ou um modelo linear generalizado misto (GLMM) com distribuição Gamma. As diferentes concentrações de cada elemento químico no ambiente urbano e natural estão representadas por letras diferentes ($p < 0,05$).

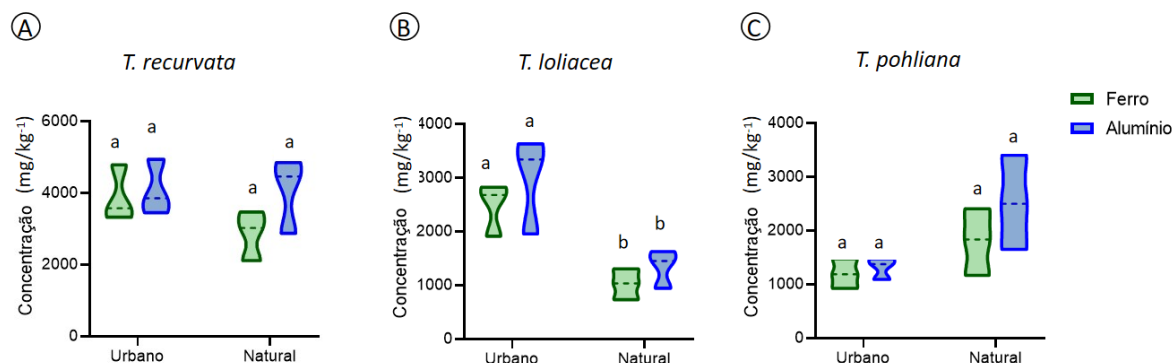


Figura 2. Concentração de ferro (verde) e alumínio (azul) nas folhas de *T. recurvata* (A), *T. loliacea* (B) e *Tillandsia pohliana* (C) encontradas no município de Uberlândia (ambiente urbano) e em áreas de preservação do entorno (ambiente natural). As diferentes concentrações de cada elemento químico comparando o ambiente urbano e natural estão representados por letras diferentes ($p < 0,05$).

Avaliando-se os resultados de forma conjunta pela PCA (Fig. 3), foi possível observar através da Dim. 1 que os indivíduos de *T. pohliana* (nos dois ambientes) e *T. loliacea* no ambiente natural apresentam elementos químicos que os diferem de *T. recurvata* (nos dois ambientes) e *T. loliacea* no ambiente urbano (44,5% de explicação). Por outro lado, a Dim. 2 (16,3%) mostra que a composição dos elementos químicos avaliados entre os indivíduos crescidos em ambiente urbano e natural se diferem nas três espécies.

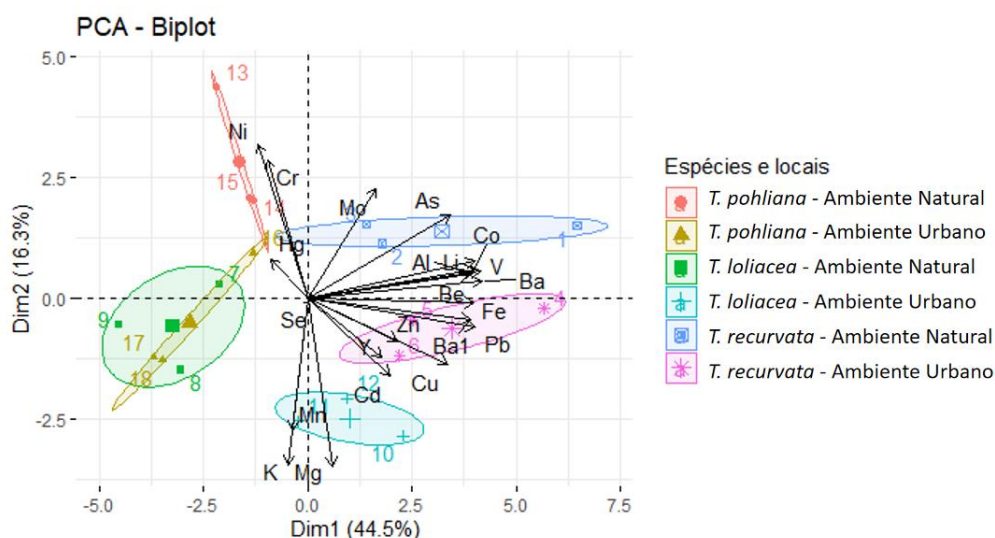


Figura 3. Análise de componentes principais (PCA) delineado a partir das concentrações dos elementos químicos encontrados em folhas de *T. pohliana*, *T. loliacea* e *T. recurvata* crescendo no município de Uberlândia (ambiente urbano) e em áreas de preservação do entorno (ambiente natural).

3.2 Distribuição dos elementos químicos nos tecidos das folhas de *Tillandsia*

As análises em MEV com EDS acoplado detectaram a presença de 16 elementos químicos nas folhas de *Tillandsia*, sendo eles sódio (Na), Al, silício (Si), P, S, cloro (Cl), K, Ca, titânio (Ti), Fe, Cu, Mo, Mg, prata (Ag), tecnécio (Tc) e Ba. Dos 16 elementos detectados em *T. pohliana* (Fig. 5A-J), Na e S apresentaram distribuição similar nos tecidos de acordo com o ambiente em que encontravam, tanto nas escamas epidérmicas quanto no mesofilo. O Mg, P e Si apresentaram maior proporção aparente nas escamas epidérmicas dos indivíduos encontrados no ambiente urbano. No ambiente natural, o Si foi encontrado predominantemente nas células da bainha do feixe (Fig. 4A), enquanto que no ambiente urbano o Si estava depositado na superfície das escamas (Fig. 4B). Por sua vez, Ca, Cl, K, Al e Fe apresentaram aumento nas concentrações do mesofilo nos indivíduos encontrados no ambiente urbano. Além destes elementos, no ambiente urbano foi detectada a presença de Ti apenas nas escamas, e Tc e Ba apenas no mesofilo.

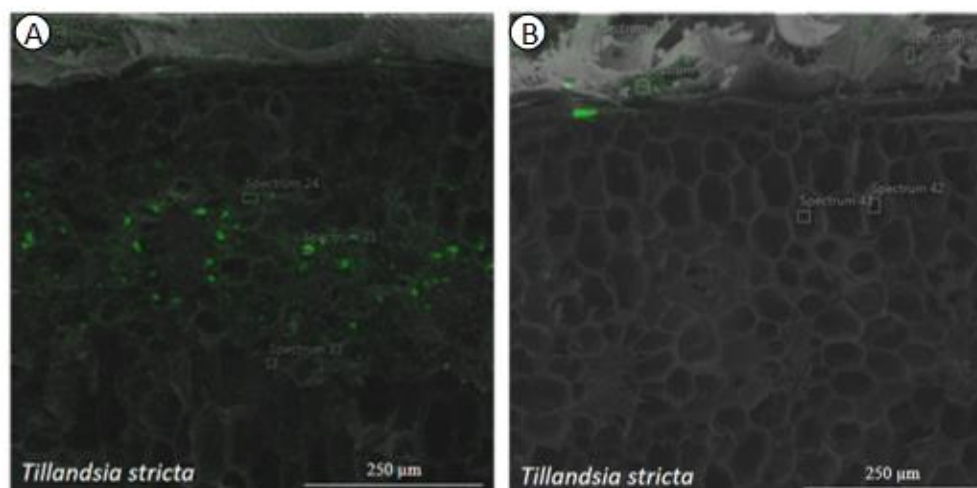


Figura 4. Distribuição de Silício (Si) em folhas de *Tillandsia pohliana*. Apesar das concentrações similares entre os indivíduos crescidos no ambiente urbano e natural, a distribuição deste elemento entre os tecidos é variável entre os ambientes. No ambiente natural (A) este elemento foi predominante no mesofilo, mais precisamente nas células da bainha do feixe. No ambiente urbano (B) o Si estava depositado predominantemente na superfície das escamas peltadas.

Em relação a *T. loliacea* (Fig. 5 L-T), apenas o elemento Na não apresentou variações na sua distribuição ao longo dos tecidos de acordo com o ambiente em que se encontrava. S, Si e Fe apresentaram aumento na proporção aparente em suas escamas epidérmicas dos indivíduos encontrados no ambiente urbano. Mg, K e Al apresentaram aumento nas concentrações do mesofilo nos indivíduos encontrados no ambiente urbano. Além destes, P, Cl, Ag, Ti, Tc e Cu foram encontrados apenas no ambiente urbano. Apenas P e Cl foram detectados em quantidades capazes de serem representadas graficamente, enquanto nos demais a quantidade é baixa para a precisão do equipamento.

Em *T. recurvata* (Fig. 5 U-D2) os elementos Na, Ca, Mg, Si, Cl, K, Al e Fe apresentaram aumento em sua proporção no mesofilo dos indivíduos de ambiente urbano (Cl, K, Al e Fe foram encontrados apenas nas escamas no ambiente natural). Apenas P não foi encontrado no mesofilo do ambiente urbano e S nas folhas dos indivíduos de ambiente natural. Além destes elementos, foi detectada a presença de Ti, índio (In) e alguns outros elementos restritos aos ambientes urbanos, como Tc e Br nas escamas epidérmicas e mesofilo.

Todas as espécies apresentaram as marcações de Al distribuídos por toda a folha (Fig. 6A). Em *T. recurvata*, espécie com maiores concentrações de Al, este elemento químico foi marcado predominantemente nas paredes periclinais externas da epiderme (Fig. 8B), nos estômatos, por debaixo das escamas peltadas em direção à sua base (Fig. 6C) e nas fibras dos feixes vasculares (Fig. 6D), mas também na parede das células do mesofilo (Fig. 6D). Em *T. pohliana* coletada no ambiente urbano e *T. loliacea* coletada em área natural, apesar da similaridade dos tecidos em que estavam presentes, a intensidade das marcações foi bem menor (Fig. 6E e F).

Por sua vez, também foi possível evidenciar a presença de Fe^{3+} nas espécies de *Tillandsia* amostradas em cada localidade (Fig. 7). Uma intensa marcação foi visualizada na epiderme das três espécies amostradas, principalmente no disco central das escamas peltadas de *T. pohliana* (Fig. 7A) e *T. loliacea* (Fig. 7B). Não foi detectada a presença de Fe^{3+} no disco central de *T. recurvata* (Fig. 7C). O Fe^{3+} foi marcado também no mesofilo e nos feixes vasculares de *T. recurvata* (Fig. 7D) e *T. loliacea* (Fig. 7E e F). De um modo geral, as marcações para este íon de ferro foram mais intensas nas *Tillandsia* crescidas no ambiente urbano.

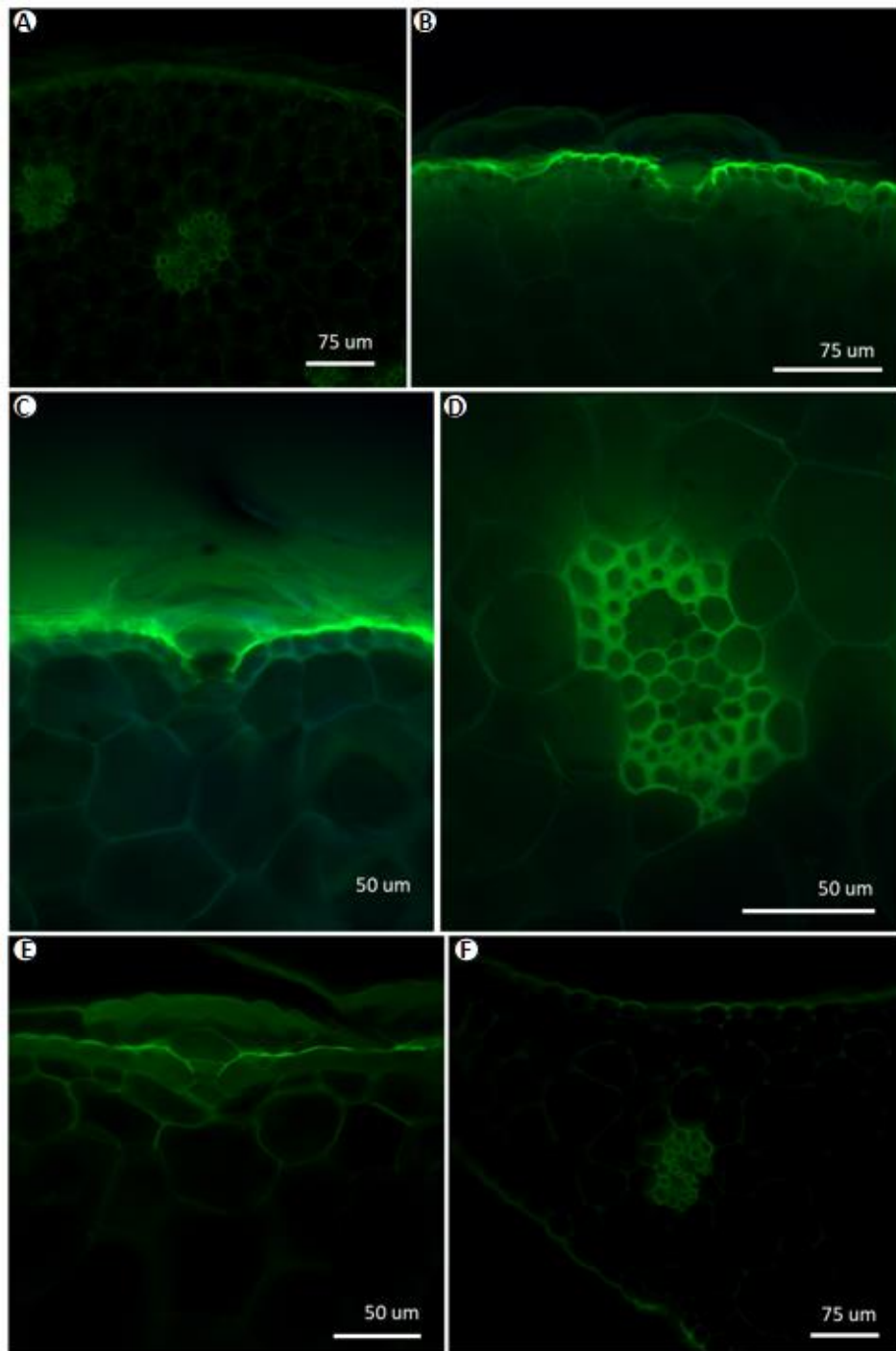


Figura 6. Distribuição do Al em folhas de *T. recurvata*. A) Visão geral do Al distribuído por toda folha, inclusive células do mesofilo (amostra coletada na REP). B e C) Detalhe do Al impregnado na epiderme em contato com a superfície das folhas, inclusive na base das escamas peltadas. D) Detalhe de feixe vascular com forte impregnação nas fibras. E) Marcação menos intensa na epiderme e base das escamas peltadas em *T. pohliana*. F) Folhas de *T. loliacea* encontrada em ambiente natural.

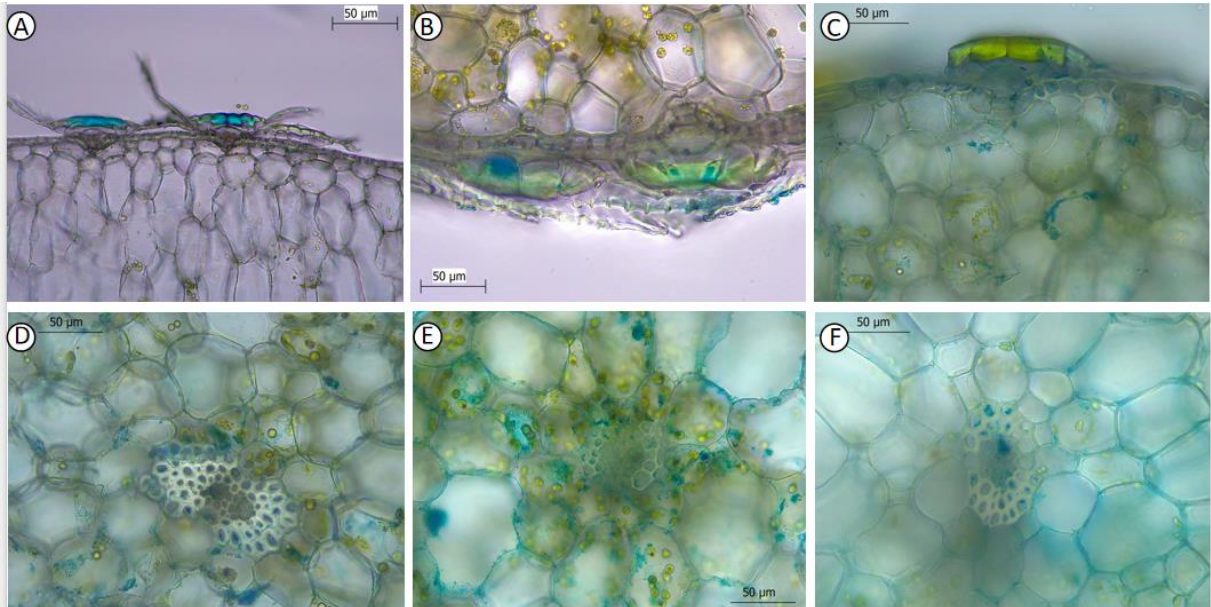


Figura 7. Marcação de Fe^{3+} nas três espécies de *Tillandsia*. De um modo geral, as marcações foram mais evidentes nos indivíduos encontrados no ambiente urbano. A e B) Fe^{3+} presente no disco central das escamas peltadas de *T. pohliana* (A) e *T. recurvata* (B) no ambiente urbano. C) Escamas de *T. loliacea* sem marcação de Fe^{3+} no disco central das escamas. D e E) Foram observadas marcações nas células do mesofilo e do feixe vascular em (D) *T. recurvata* e E) *T. loliacea* crescidas no ambiente urbano. F) Detalhe da presença de Fe^{3+} no feixe vascular de *T. loliacea* no ambiente natural.

3.3 Eficiência fotoquímica - Fluorescência da clorofila a

A eficiência fotoquímica do PSII (QY_max) foi superior no ambiente urbano com relação ao ambiente natural para *T. recurvata*. As folhas de *T. loliacea* e *T. pohliana* não apresentaram diferenças para este parâmetro entre os ambientes urbano e natural (Fig. 8). O rendimento quântico máximo de fotoquímica do PSII (Fv/Fm_Lss) foi maior para as folhas de *T. pohliana* encontradas no ambiente natural. Por sua vez, não foi verificada diferença significativa dos parâmetros extinção não fotoquímica (NPQ) e da taxa de declínio de fluorescência em estado estacionário na luz (Rfd) entre os indivíduos das três espécies encontrados no ambiente urbano e natural.

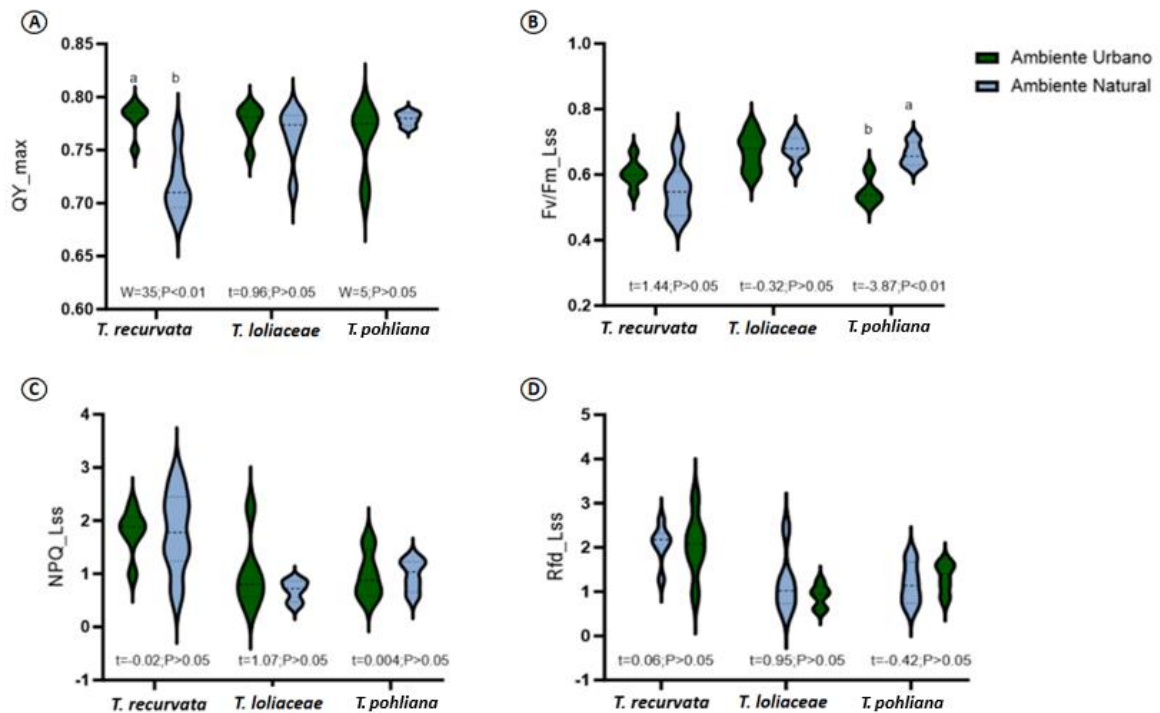


Figura 8. Fluorescência da clorofila a em folhas de *T. recurvata*, *T. loliacea* e *T. pohliana* encontradas em área urbana no município de Uberlândia, MG, Brasil e em áreas de preservação do entorno (Reserva Ecológica do Panga e Cachoeira da Fumaça). Foram avaliados (A) eficiência fotoquímica do fotossistema II (QY_max), (B) rendimento quântico máximo do PSII (Fv/Fm), (C) extinção não fotoquímica (NPQ) e (D) taxa de declínio de fluorescência em estado estacionário na luz (Rfd).

4. DISCUSSÃO

4.1 Diferença na presença de elementos químicos em folhas de *Tillandsia* crescidas em área natural e urbana

Em um levantamento realizado entre 1997 e 2003, cerca de 10% dos estudos que abordam espécies bioindicadoras de qualidade ambiental ressaltam o gênero *Tillandsia* como bioindicadoras de metais pesados e compostos orgânicos voláteis (VOCs) (Carneiro, 2014). Em nosso estudo, os elementos químicos que se destacaram nas folhas de *Tillandsia* dos indivíduos crescidos em áreas urbanas foram os macronutrientes. Dentre estes, o Ca e o Mg são componentes de aditivos de detergentes adicionados ao óleo de motor comum (Cadle et al., 1997), indicando que uma de suas possíveis origens é o próprio tráfego. Esta fonte de poluição foi a mais representativa na cidade de São Paulo, sendo que os elementos Ca, S, Mg e Fe receberam destaque e foram considerados marcadores de tráfego (Moreira, 2015). Além da fonte veicular, as maiores concentrações de S nos indivíduos de *T. recurvata* com relação ao

ambiente em que foram coletados estão de acordo com os resultados encontrados em outros estudos, nos quais indivíduos de áreas urbanas sujeitas à emissão de SO₂ apresentam mais S do que outros indivíduos amostrados em área rural (Graciano et al., 2003). Além do S, *T. recurvata* também apresentou maiores concentrações de K nos indivíduos crescidos em ambiente urbano. A eficácia desta espécie no biomonitoramento da poluição do ar urbano em áreas impactadas pelo tráfego de veículos já foi anteriormente descrita por Plazzetta (2019). Do mesmo modo, Bermudez e colaboradores (2009) avaliaram a capacidade de bioacumulação e a resposta aos poluentes em três espécies de *Tillandsia* e uma de líquen, no ambiente rural, urbano e industrial, na Argentina, sendo *T. recurvata* a espécie que se mostrou mais eficiente no acúmulo de elementos químicos estáveis.

A interação entre espécie e local observada para nove elementos químicos de todos os n avaliados, sugere que cada espécie responde diferentemente à presença dos elementos químicos nos diferentes ambientes. Isso ressalta a complexidade da resposta das plantas à poluição e às condições ambientais, destacando a necessidade de se considerar múltiplos fatores na compreensão das respostas das plantas aos ambientes urbanos e naturais. Segundo Adak (2021), a tolerância e a sensibilidade das plantas dependem dos seus parâmetros bioquímicos que, por sua vez, dependem das condições ambientais e da concentração de poluentes atmosféricos no ambiente. Algumas informações adicionais, como a intensidade da fonte, a variação sazonal da emissão de poluentes, a distância das plantas às fontes de emissão, a largura e a altura dos cinturões interferem em tais avaliações (Adak, 2021). Por exemplo, plantas coletadas no verão podem apresentar maiores concentrações de enxofre em suas folhas do que as plantas coletadas durante o inverno (Graciano et al., 2003). Esta redução pode ser decorrente tanto de variações nas concentrações atmosféricas, quando de alterações na abertura dos estômatos durante o período de seca, buscando uma economia hídrica (Graciano et al., 2003).

A análise separada dos elementos Fe e Al nas folhas das três espécies de *Tillandsia* revelou uma maior concentração desses elementos nas amostras do ambiente urbano em comparação com as do ambiente natural apenas para *T. loliacea*. Estes elementos estão presentes em todos os tipos de combustíveis e partículas de fuligem (Silva, 2007). O Fe também está relacionado com a poeira e ressuspensão do material particulado, além de estar presente na composição química do solo e ser gerado no desgaste de peças metálicas dos veículos (Moreira, 2010). Verifica-se que os valores de Fe (Fig. 2B) obtidos nas amostras do ambiente natural foram próximas a 1500 mg kg⁻¹, e, segundo Borges et al. (2007), teores de Fe inferiores a esse valor não revelam sintomas de toxidez nas plantas. Por sua vez, no ambiente urbano a média se apresentou em concentrações superiores, podendo levar a uma toxidez. Em relação ao alumínio,

Prochnow (2005) estudando o acúmulo de metais pesados em líquens em áreas urbanas, industrial e rural encontraram valores de concentração próximos ao nosso estudo no ambiente urbano. Os autores associam a presença do Al em concentrações mais elevadas como consequência das emissões na área industrial. Mas a presença de Al, assim como Fe, Mn e Co podem ser consequência do efeito das partículas de solo ressuspensas pelo vento (Fernández, 2000). Sabe-se que a maior parte dos solos do cerrado é ácida, com valores de pH que permitem a ocorrência do íon trivalente Al^{3+} de forma significativa tanto na solução do solo como em sítios de troca catiônica. (Haridasan, 2008) De fato, o solo do Cerrado onde nosso estudo foi conduzido é caracterizado pelas altas concentrações de Al, muitas vezes ainda mais exposto pelas frequentes monoculturas no entorno das áreas de preservação.

Apesar da variação de resposta entre as espécies, e da similaridade entre os valores encontrados para as concentrações de elementos químicos entre o ambiente natural e urbano, a PCA conduzida permitiu verificar que *T. pohliana* (em ambos os ambientes) e a *T. loliacea* no ambiente natural exibem perfis químicos distintos de *T. recurvata* em ambos os ambientes e de *T. loliacea* no ambiente urbano. Estes dados sugerem que *T. pohliana* é a espécie em nosso estudo que menos absorve poluentes, de forma oposta a *T. recurvata*, que seria a espécie com maior capacidade de acumular estas substâncias. Por outro lado, *T. loliacea* seria a espécie mais sensível à mudança dos ambientes, assemelhando-se a *T. pohliana* em ambiente natural e a *T. recurvata* em ambiente urbano. A dimensão 2 da PCA revela que apesar das análises não mostrarem diferenças significativas para a maior parte dos elementos entre o ambiente urbano e natural, o perfil químico dos indivíduos crescidos em ambientes urbanos é diferente do perfil químico dos indivíduos encontrados em ambiente natural, para as três espécies. Em suma, os resultados fornecem insights sobre diferenças entre as plantas encontradas nos diferentes ambientes e os potenciais impactos da poluição e das alterações ambientais na composição química destas plantas, destacando a importância da pesquisa contínua nessa área para melhor compreender e mitigar os efeitos da urbanização e da poluição no meio ambiente. Muitas plantas apresentam capacidade de retenção dos poluentes atmosféricos e representam uma forma de filtrar o ar da cidade. De certa forma, interceptam parte dos componentes químicos que possivelmente seriam inalados pela população, causando provavelmente danos à saúde (Carneiro, 2004).

4.2 Diferença na localização de elementos químicos nos tecidos foliares de Tillandsia crescidas no campo e em áreas urbanas

Os elementos químicos que apresentaram maior concentração nas folhas de *Tillandsia* estudadas compuseram o grupo dos macronutrientes, elementos químicos essenciais para o crescimento, desenvolvimento e funcionamento adequado das plantas, que desempenham diversas funções vitais dentro do metabolismo vegetal. Destes, Na e S apresentaram menor diferença na distribuição entre os tecidos considerando os dois ambientes, exceto por *T. loliacea* que apresentou um aumento de S no mesofilo. Ca, Mg, S, Na, K e Cl apresentaram aumento em sua proporção no mesofilo nos indivíduos de ambiente urbano pelo menos em uma das espécies. Este resultado indica uma maior absorção destes elementos por estas espécies no ambiente urbano, não estando apenas depositados na superfície das escamas, mas também sendo incorporados pelas plantas. As espécies estudadas apresentam maior densidade no ambiente urbano do que em áreas naturais do entorno, enquanto outras espécies de epífitas de áreas no entorno não conseguem sobreviver no ambiente urbano (ver cap. 1). A manutenção, ou talvez até o aumento da eficiência fotoquímica (QY_{max} e FV/F_m) indicam que a taxa de aumento destes macronutrientes não alcança valores tóxicos e, de certa forma, até favorecem seu crescimento neste ambiente.

Dentro de cada espécie de *Tillandsia* estudada, foi observada uma variação na distribuição dos elementos químicos nos tecidos (superfície das escamas e mesofilo) de acordo com o ambiente (urbano ou natural). A presença no mesofilo indica sua absorção, enquanto a presença nas escamas indica uma deposição de partículas, que podem ou não estar adsorvidas à superfície da folha. Por exemplo, em algumas espécies e elementos, como Mg, P e Si nas folhas de *T. pohliana* foi observada maior concentração aparente nas escamas em ambientes urbanos. No entanto, em outras situações, como potássio (K) e ferro (Fe) na *T. recurvata*, a predominância foi no mesofilo em ambientes urbanos. Ressalta-se que as imagens de microscopia óptica confirmam a presença de Fe no ambiente urbano no mesofilo.

Apesar da variação dos resultados, a maior parte dos elementos químicos detectados pelo EDS nas plantas crescidas em ambiente natural, principalmente os macronutrientes, encontram-se presentes no mesofilo, enquanto que no ambiente urbano a proporção entre mesofilo e escamas pode se alterar. A maior presença nas escamas epidérmicas pode ser justificada tendo em vista que as escamas das *Tillandsia* podem atuar como uma barreira física contra a absorção direta de poluentes atmosféricos. Em ambientes urbanos, onde há uma maior exposição a poluentes como partículas finas e gases tóxicos, as plantas podem aumentar a

deposição de elementos químicos nas escamas como uma estratégia de proteção para minimizar a absorção desses poluentes. De fato, foi mostrado que em *T. usneoides*, o mercúrio (Hg) era altamente adsorvido pelos tricomas do caule e das folhas, enquanto pouca adsorção foi detectada nas células epidérmicas e nenhuma ocorreu dentro da planta (Amado Filho et al., 2002). Dentre as funções das escamas peltadas em *Tillandsia*, há consenso que atuam na absorção e conservação da água (Benzing, 1976, Benzing, 2000; Martin e Schmitt, 1989; Smith, 1989) e na reflectância do excesso de luz visível que se acredita minimizar os danos ao aparelho fotossintético, bem como reduzir o aquecimento do tecido vegetal em habitats expostos (Benzing & Renfrow, 1971). O funcionamento como uma barreira física pode ser uma proposta a ser melhor investigada, pois alguns elementos químicos poderiam então entrar via apoplasto e ser detectados no mesofilo em maiores proporções (como ocorre com Ca, Cl, K e Al em *T. pohliana*).

No presente estudo, apesar de alguns metais pesados serem detectados nas folhas, não houve indicativo de aumento nas concentrações destes elementos no ambiente urbano (exceto para Hg, Supl. 2). A parede celular pode atuar como barreira primária contra metais pesados (Fernández et al., 2014, Berni et al., 2019) e ser um local primário de acúmulo de metais como Ni (Krämer et al., 2000), Zn (Frey et al., 2010) e Pb (Sun & Luo, 2018). Entretanto, estudos que mostram o acúmulo de metais pesados sugerem que o local de deposição pode variar de acordo com os tecidos e células vegetais (Krämer, 2010; Li et al., 2018). Por exemplo, nas folhas do hiperacumulador *Alyssum murale*, o Ni é altamente concentrado nas células epidérmicas e nos tricomas epidérmicos (Broadhurst et al., 2004), e no nível subcelular, é armazenado principalmente em células não ativas, em locais como vacúolos e o apoplasto (Deng et al., 2018). Do mesmo modo, um estudo recente mostra que o Cd pode ser armazenado nos vacúolos pelos transportadores ABCC1 e ABCC2 em *Brassica chinensis* L. (Huang et al., 2021). Em nosso estudo, alguns elementos metálicos não essenciais como Ti, Ba e Mo foram encontrados em pelo menos uma das espécies no ambiente urbano, nas escamas e mesofilo.

4.3 Diferença no rendimento fotoquímico de folhas de Tillandsia crescidas no campo e em áreas urbanas

Tillandsia recurvata foi a espécie que se destacou no acúmulo de outros elementos além do S em ambiente urbano, como Al, Ba e V (maior que *T. loliacea* em ambiente natural e que *T. pohliana* em ambiente urbano) e Fe (menos *T. loliacea* no ambiente urbano). A presença de maiores concentrações destes elementos e de uma forma geral, dos macronutrientes, juntamente com aumento de sua eficiência fotoquímica, indica uma maior eficiência na captura de luz e na

transferência de energia no PSII no ambiente urbano. A poluição atmosférica também não afetou *T. recurvata* no estudo realizado por Graciano e seus colaboradores (2003), mantendo inclusive os teores de clorofila (moléculas responsáveis pela captura e transferência de energia). Em outro estudo desenvolvido com indivíduos desta espécie encontrados em áreas urbanas e rural de Buenos Aires, não foram detectadas injúrias macro ou micro morfológicas devido à poluição atmosférica, não influenciando seu crescimento e reprodução (Graciano et al., 2003). Por outro lado, Strehl & Lobo (1989) mostram que os poluentes de ambientes urbanos causam redução do tamanho de suas folhas e inflorescências, com evidente clorose e até mesmo necrose de algumas regiões. Concentrações de SO₂ acima de 400 ppb causam redução nas taxas fotossintéticas de várias espécies.

Tillandsia pohliana é a espécie que apresentou menor absorção dos poluentes observados. Entretanto esta espécie apresentou maiores valores de Fv/Fm no ambiente natural, sugerindo que esta espécie seja mais sensível aos poluentes, sendo o ambiente natural mais favorável para a fotossíntese. Apesar disso, os valores de Rfd não indicaram estresse nas folhas de *Tillandsia*.

5. CONCLUSÃO

Neste estudo, encontramos diferenças na composição e localização de elementos químicos nas folhas de três espécies de *Tillandsia* crescidas em ambientes urbanos e naturais. As plantas em áreas urbanas apresentaram maior concentração de macronutrientes do que em ambientes naturais, sendo que muitos aumentaram sua proporcionalidade no mesófilo (em comparação com as escamas). Aparentemente, *T. recurvata* é a espécie que mais absorve os poluentes atmosféricos, *T. pohliana* a que menos absorve e *T. loliacea* a espécie mais sensível a esta alteração de ambiente. Poucos metais pesados e elementos não essenciais foram absorvidos, podendo as escamas funcionarem como uma barreira física. As três espécies não apresentaram redução de sua eficiência fotoquímica, indicando serem tolerantes a estes poluentes. Inclusive, *T. recurvata* tiveram indicadores de maior eficiência fotoquímica, mostrando que estes elementos não chegam a níveis tóxicos e podem, inclusive, beneficiar seu desenvolvimento.

REFERÊNCIAS

Ayoade, J. O. 2012. *Introdução à Climatologia para os Trópicos*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.

- Benzing, D. H. 2000. *Bromeliaceae: profile of an adaptive radiation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bagatini, M. D.; Silva, A. C. F. & Tedesco, S. B. 2007. Uso do sistema teste de *Allium cepa* como bioindicador de genotoxicidade de infusões de plantas medicinais. *Braz J. Pharmacogn.*, 17(3), 444-447.
- Bermudez, G. M. A. 2009. Comparison of the air pollution biomonitoring ability of three *Tillandsia* species and the lichen *Ramalina celastri* in Argentina. *Environmental Research*, v. 109, n. 1, p. 6-14.
- Bidlingmaier, W. 2007. *Compost Science and Technology*. 1 ed. Stenntiford. p. 49-65.
- Bujokas, W. M. 2008. Bioindicadores vegetais – o uso do feijão como alternativa no monitoramento da qualidade do ar de uma fábrica de cimento. In: VI SEMANA DE ESTUDOS DA ENGENHARIA AMBIENTAL, Irati: Universidade Estadual do Centro-Oeste do Paraná, Unicentro.
- Cadle, S. H.; Mulawa, P. A.; Ball, J.; Donase, C.; Weibel, A.; Sagebiel, C.; Knapp, K. T.; Snow, R. 1977. Taxas de emissão de partículas de veículos com altas emissões em uso recrutados em Orange County, Califórnia. *Ciência e Tecnologia Ambiental*.
- Carvalho, H. A. A. 2005. *Tradescantia* como bioindicador vegetal na monitoração dos efeitos clastogênicos das radiações ionizantes. *Radiol. Bras.*, 38(6), 459-462.
- Caricchia, A. M.; Chiavarini, S.; Pezza, M. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmospheric particulate matter in the city of Naples (Italy). *Atmos. Environ.*, 33, 3731-738. doi:10.1016/S1352-2310(99)00199-5.
- Carneiro, R. M. A. 2004. Bioindicadores vegetais de poluição atmosférica: uma contribuição para a saúde da comunidade. 144 f. Dissertação (Mestrado em Enfermagem em Saúde Pública) – Departamento de Enfermagem Materno Infantil e Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Carreras, H. A.; Wannaz, E. D.; Pignata, M. L. 2009. Assessment of human health risk related to metals by the use of biomonitors in the province of Córdoba, Argentina. *Environmental Pollution*, v. 157, p. 117–122.
- Chai, Y.; Zhu, N.; Han, H. 2002. Dust removal effect of urban tree species in Harbin. *J. Appl. Ecol.*, 13, 1121-1126.
- Dragunski, D. C.; Caiado, J.; Ferreira, É. L.; Delaporte, R. H.; Laverde Jr., A. 2009. Uso de bromeliáceas em biomonitoramento atmosférico. *Arq. Ciênc. Saúde UNIPAR*, Umuarama, v. 13, n. 3, p. 205–209.
- Kabata-Pendias, A.; Dudka, S. 1991. Trace metal contents of *Taraxacum officinale* (Dandelion)

- as a convenient environmental indicator. *Environmental Geochemistry and Health*, v. 13, p. 108–113.
- Eleftheriou, E. P. 1987. A comparative study of the leaf anatomy of olive trees growing in the city and the country. *Environmental and Experimental Botany*, 27, 105-117.
- Figueiredo, A. M. G.; Alcalá, A. L.; Ticianelli, R. B.; Domingos, M.; Saiki, M. 2004. The use of *Tillandsia usneoides* L. as bioindicator of air pollution in São Paulo, Brazil. *J. Radioan. and Nuclear Chem.*, v. 259, n. 1, p. 59-63.
- Figueiredo, A. M.; Nogueira, C. A.; Saiki, M.; Milian, F. M.; Domingos, M. 2007. Assessment of atmospheric metallic pollution in the metropolitan region of São Paulo, Brazil, employing *Tillandsia usneoides* L. as biomonitor. *Environ. Pollut.*, 145, 279-292. doi:10.1016/j.envpol.2006.03.010.
- Garg, N.; Aggarwal, N. 2011. Effects of interactions between cadmium and lead on growth, nitrogen fixation, phytochelatin, and glutathione production in mycorrhizal *Cajanus cajan* (L.) Millsp. *Journal of Plant Growth Regulation*, v. 30, n. 3, p. 286-300.
- Graciano, C.; Fernández, L. V.; Caldiz, D. O. 2003. *Tillandsia recurvata* L. as a bioindicator of sulfur atmospheric pollution. *Ecol. Austral.*, v. 13, p. 3-14.
- Grossi, M. G. L. 1993. Avaliação da qualidade dos produtos obtidos de usinas de compostagem brasileira de lixo doméstico através de determinação de metais pesados e substâncias orgânicas tóxicas. São Paulo/SP, p. 222, Tese de Doutorado (Doutor em Ciência), Instituto de Química, Universidade de São Paulo (USP).
- Guarieiro, L. L. N.; Vasconcellos, P. C.; Solci, M. C. 2011. Poluentes atmosféricos provenientes da queima de combustíveis fósseis e biocombustíveis: uma breve revisão. *Revista Virtual de Química*, 3, 434–445.
- Haridasan, M. 2008. Alumínio é um elemento tóxico para as plantas nativas do cerrado? Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, DF, Brasília, editora Manole.
- Hwang, H. J.; Yook, S. J.; Ahn, K. H. 2011. Experimental investigation of submicron and ultrafine soot particle removal by tree leaves. *Atmos. Environ.*, 45, 6987-6994. doi:10.1016/j.atmosenv.2011.09.019.
- Judd, W. S.; Campbell, C. S.; Kellogg, E. A.; Stevens, P. F.; Donoghue, M. J. 2009. *Sistemática vegetal: um enfoque filogenético*. 3 ed. Porto Alegre: Artmed.
- Leonard, R. J.; McArthur, C.; Hochuli, D. F. 2016. Particulate matter deposition on roadside plants and the importance of leaf trait combinations. *Urban For. Urban Gree.*, 20, 249-253. doi:10.1016/j.ufug.2016.09.008.
- Lima, S. C. 1992. Mapeamento dos solos da bacia do ribeirão Panga. *Sociedade & Natureza*, 4:

- 77-84. Lima, C. V. S.; Silva, A. A.; Souza, E. D.; Meurer, E. J.; Anghinoni, I. & Shimidt, R. O. 2007. Bioacumulação de chumbo por girassol em argissolo vermelho-amarelo distrófico arênico. In: XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Gramado.
- Lima, F. S.; Nascimento, C. W. A.; Accioly, A. M. A.; Sousa, C. S.; Filho, F. F. C. 2013. Bioconcentração de chumbo e micronutrientes em hortaliças cultivadas em solo contaminado. *Revista Ciências Agronômica*, v. 44, n. 2, p. 234-241.
- Lobo, E. A.; Callegaro, V. L. & Bender, P. 2002. Utilização de algas diatomáceas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região Hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. Santa Cruz do Sul: EDUNISC.
- Liu, J.; Cao, Z.; Zou, S.; Liu, H.; Hai, X.; Wang, S. 2018. An investigation of the leaf retention capacity, efficiency and mechanism for atmospheric particulate matter of five greening tree species in Beijing, China. *Sci. Total Environ.*, 616-617, 417-426. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.10.314.
- Malm, O. 1998. Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. *Environmental Research*, 77, 73-78.
- Melo, H. C.; Castro, E. M.; Soares, A. M.; Melo, L. A.; Alves, J. D. 2007. Alterações anatômicas e fisiológicas em *Setaria anceps* Stapf ex Massey e *Paspalum paniculatum* L. sob condições de déficit hídrico. *Hoehnea*, 34, 145-153.
- Moreira, T. C. L. 2010. Interação da vegetação arbórea e poluição atmosférica na cidade de São Paulo. 79 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Neinhuis, C.; Barthlott, W. 1998. Seasonal changes of leaf surface contamination in beech, oak, and ginkgo in relation to leaf micromorphology and wettability. *New Phytol.*, 138, 91-98. doi:10.1046/j.1469-8137.1998.00882.x.
- Pal, A.; Kulshreshtha, K.; Ahmad, K. J.; Behl, H. M. 2002. Do leaf surface characters play a role in plant resistance to auto-exhaust pollution? *Flora*, 197, 47-55. doi:10.1078/0367-2530-00014.
- Pereira, M. S.; Ulrich, W.; Werner, R. 2007. Persistent organic pollutants in atmospheric deposition and biomonitoring with *Tillandsia usneoides* (L.) in an industrialized area in Rio de Janeiro state, southeast Brazil-Part I: PCDD and PCDF. *Chemosphere*, 67, 1728-1735. doi:10.1016/j.chemosphere.2006.05.145.
- Pignata, M. L.; Gudino, G. L.; Wannaz, E. D.; Pla, R. R.; Gonzalez, C. M.; Carreras, H. A. 2002. Atmospheric quality and distribution of heavy metals employing *Tillandsia capillaris* as a biomonitor. *Environ. Pollut.*, 120, 59-68. doi:10.1016/S0269-

7491(02)00128-8.

- Prochnow, T. R. 2005. Biomonitoramento de metais pesados em suspensão atmosférica na sub-bacia do Arroio Sapucaia, RS – Brasil. Tese (Doutorado em Ciências com Ênfase em Ecologia), UFRGS, Porto Alegre.
- Rai, A.; Kulshreshtha, K.; Srivastava, P. K.; Mohanty, C. S. 2010. Leaf surface structure alterations due to particulate pollution in some common plants. *Environmentalist*, 30, 18-23. doi:10.1007/s10669-009-9238-0.
- Resende, F. 2007. Poluição atmosférica por emissão de material particulado: avaliação e controle nos canteiros de obras de edifícios. Dissertação de mestrado, USP.
- Ribeiro, E. S.; Pereira, M. P.; Castro, E. M.; Baroni, G. D. R.; Corrêa, F. F.; Pereira, F. J. 2015. Relações da anatomia radicular na absorção, no acúmulo e na tolerância ao chumbo em *Echinodorus grandiflorus*. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 19, n. 6, p. 605-612.
- Rossato, L. V. 2010. Efeitos bioquímicos e fisiológicos do chumbo em plantas de quitoco (*Pluchea sagittalis*): Possível papel fitorremediador. 83 p. Dissertação (Mestrado em Bioquímica Toxicológica) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.
- Santana, F. O. 2019. Contaminantes/poluentes atmosféricos gasosos em centros urbanos brasileiros. Dissertação de mestrado, UFBA. Universidade Federal da Bahia.
- Santos, L. L. S.; Alvarenga, J. G. G.; Borges, E. F.; Silva, L.; Campos, N. C.; Costa, R. V. M.; Velho, N. M. C. 2020. Presença de metais pesados em asas de *hamadryas februa* Hübner, 1823 (Lepidoptera, Nymphalidae, Biblidinae). *Revista Univap*, v. 26, n. 52. ISSN 2237-1753.
- Schiavini, I. 1997. Environmental characterization and groups of species in gallery forests. In: Proceedings of the international symposium on assessment and monitoring of forests in tropical dry regions with special reference to gallery forests (J. Imanã-Encinas & C. Kleinn, eds.). Universidade de Brasília, Brasília, p. 107-116.
- Silva, M. A. V. 2007. Avaliação fisiológica da aroeira (*Schinus terebinthifolius* Raddi) sob déficit hídrico com vista para o reflorestamento. 84 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Shi, J.; Zhang, G.; An, H.; Yin, W.; Xia, X. 2017. Quantifying the particulate matter adsorption on leaf surfaces of urban plants in Beijing, China. *Atmos. Pollut. Res.*, 8, 836-842. doi:10.1016/j.apr.2017.01.011.
- Silva, P. R. C. 2014. Avaliação da fito-e genotoxicidade do chumbo em *Lactuca sativa* L. 180 p. Dissertação (Mestrado em Genética Molecular Comparativa e Tecnológica) –

Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.

- Souza, L. A.; Andrade, S. A. L.; Souza, S. C. R.; Schiavinato, M. A. 2011. Tolerância e potencial fitorremediador de *Stizolobium aterrimum* associada ao fungo micorrízico arbuscular *Glomus etunicatum* em solo contaminado por chumbo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 35, n. 4, p. 1441-1451.
- Oliva, M. A. & Figueiredo, J. G. 2005. Gramíneas bioindicadoras da presença de flúor em regiões tropicais. *Revista Brasil. Bot.*, 28 (2): 89-397.
- Vianna, N. A.; Gonçalves, D.; Brandão, F.; de Barros, R. P.; Amado Filho, G. M.; Meire, R. O. & Andrade, L. R. 2011. Assessment of heavy metals in the particulate matter of two Brazilian metropolitan areas by using *Tillandsia usneoides* as atmospheric biomonitor. *Environmental Science and Pollution Research*, 18: 416-427.
- Wannaz, E. D.; Carreras, H. A.; Perez, C. A.; Pignata, M. L. 2006. Assessment of heavy metal adsorption in two species of *Tillandsia* in relation to atmospheric emission sources in Argentina. *Sci. Total Environ.*, 361, 267-278. doi:10.1016/j.scitotenv.2005.11.005.
- Wang, H.; Shi, H.; Li, Y. 2010. Relationships between leaf surface characteristics and dust-capturing capability of urban greening plant species. *J. Appl. Ecol.*, 21, 3077-3982.
- Wolterbeek, H. T. 2002. Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. *Environmental Pollution*, 120: 11-21.
- Wu, S.; Feng, X. & Wittmeier, A. 1997. Microwave Digestion of Plant and Grain Reference Materials in Nitric Acid or a Mixture of Nitric Acid and Hydrogen Peroxide for the Determination of Multi-elements by Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 12, 797-806.
- Zhang, W.; Wang, B.; Niu, X. 2017. Relationship between leaf surface characteristics and particle capturing capacities of different tree species in Beijing. *Forests*, 8, 92. doi:10.3390/f8030092.

MATERIAL SUPLEMENTAR 2

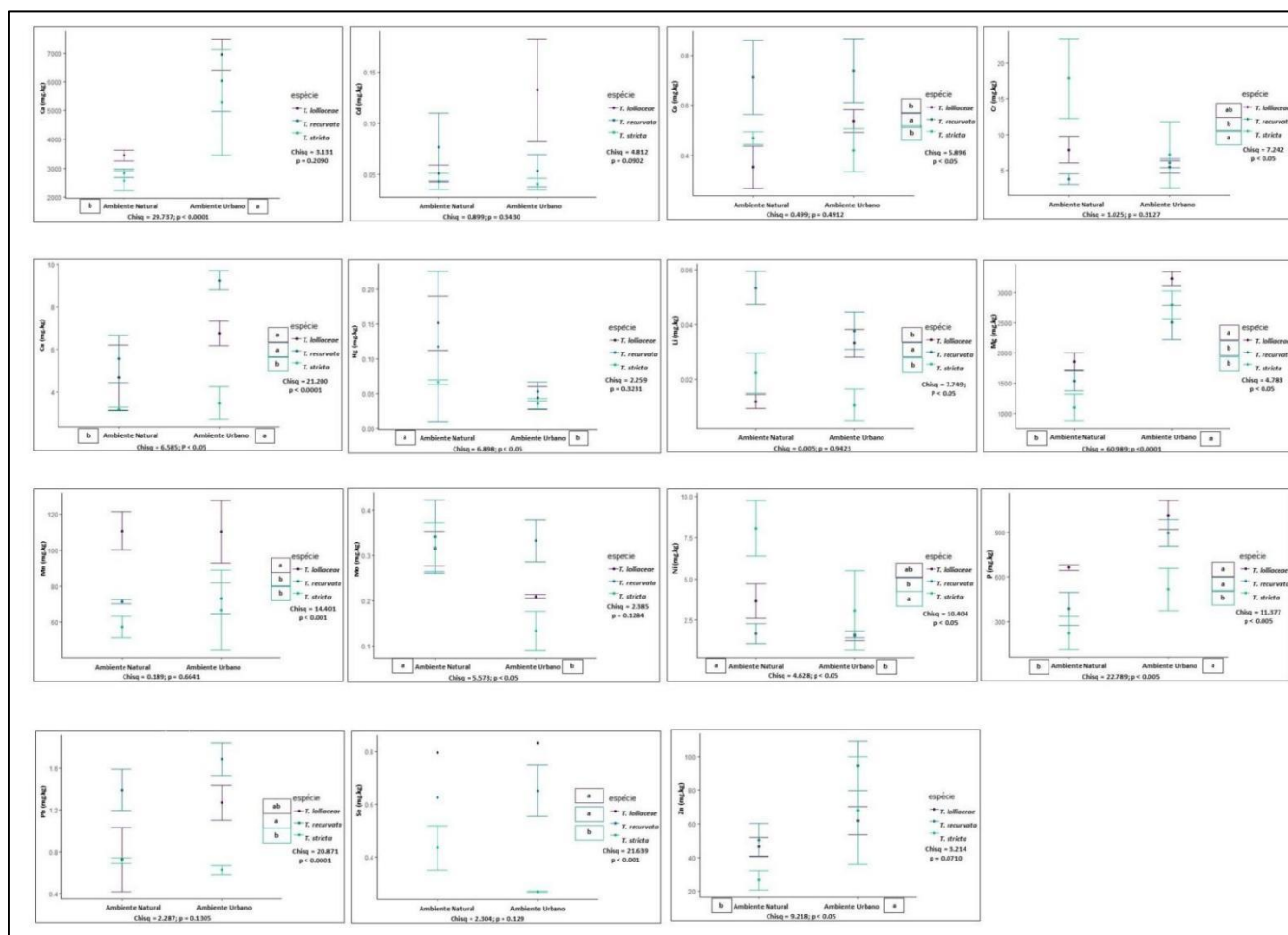


Figura 1. Elementos químicos cujos resultados no ICP-MS apresentaram diferenças significativas entre as espécies ou entre os locais de amostragem.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao longo desta dissertação, exploramos as estratégias adaptativas das epífitas vasculares, em particular as espécies de *Tillandsia*, para enfrentar os desafios impostos pelos ambientes urbanos e naturais. Ao comparar a diversidade e distribuição das epífitas vasculares entre ambiente urbano e a Reserva Ecológica do Panga (REP), observamos uma tendência à homogeneização na comunidade epifítica nas áreas urbanas, através da verificação de um padrão de aninhamento entre as áreas, evidenciando a influência das atividades humanas, como coleta de epífitas, inserção de espécies de forófitos exóticas, e aumento nas fontes de poluição atmosférica. A predominância de *Tillandsia recurvata* e *Tillandsia loliacea*, especialmente nas copas das espécies de forófitos mais comuns, indica não apenas a adaptabilidade dessas plantas ao ambiente urbano, mas também sua resistência e potencial para prosperar em condições urbanas, destacando a importância das áreas verdes urbanas como refúgios de diversidade epifítica.

Os resultados indicaram uma clara diferenciação na composição química das folhas das *Tillandsia* entre os ambientes urbano e natural, com maiores concentrações de macronutrientes nas plantas urbanas, mas sem impactos negativos detectáveis na eficiência fotoquímica. Este estudo destaca o potencial das epífitas vasculares como bioindicadores eficazes da qualidade do ar e dos efeitos da urbanização sobre a biodiversidade local.

Futuras pesquisas poderão explorar ainda mais a relação entre as características anatômicas e fisiológicas das epífitas vasculares e sua resposta aos desafios impostos pela urbanização e poluição atmosférica, contribuindo para estratégias eficazes de conservação e manejo da biodiversidade em áreas urbanas. As escamas peltadas presentes em espécies de *Tillandsia* podem atuar como barreiras físico-químicas, protegendo as plantas dos poluentes atmosféricos e facilitando sua sobrevivência em ambientes urbanos.

Pode-se concluir que os biomonitores ambientais representam uma ferramenta interessante para determinar a composição atmosférica e identificar sinais de poluição do ar. Proporcionam uma forma contínua de monitoramento, de baixo custo, permitindo a detecção precoce de mudanças na qualidade do ar e identificando áreas específicas com níveis elevados de poluição. No entanto, há necessidade de ampliar os estudos sobre as epífitas do gênero *Tillandsia* como biomonitores ambientais, incluindo outras espécies de epífitas e definindo áreas mais propensas à incidência de fontes poluidoras, como áreas industriais. Além disso, é importante replicar estudos comparativos entre ambientes urbanos e naturais, para verificar padrões e desenvolver estratégias eficazes de conscientização e prevenção dos problemas gerados pela poluição atmosférica.