

Bosque como refúgio para as briófitas: o caso do parque Ibirapuera, em São Paulo, Brasil

City parks as refuges for bryophytes: the case of Ibirapuera Park, in São Paulo, Brazil

Sandra Regina Visnadi 

Instituto de Botânica. São Paulo, São Paulo, Brasil

Resumo: A brioflora está empobrecendo em muitos países e, no entanto, forma um grupo de plantas importante para a sustentabilidade da sociedade. O presente artigo trata das briófitas do parque Ibirapuera – que possui áreas com bosque heterogêneo, entre áreas onde predominam edificações, córrego e lagos –, na cidade de São Paulo. O material totaliza 688 exsicatas depositadas no Herbário Maria Eneyda Pacheco Kauffmann Fidalgo, do Instituto de Botânica, além de duplicatas, no Herbário da Prefeitura do Município de São Paulo. O parque Ibirapuera possui 63 espécies de briófitas. Muitas delas se restringem a determinadas áreas do parque, onde várias ocorrem ainda em locais únicos. A maior riqueza da brioflora nas áreas com bosque heterogêneo, em relação às áreas onde predominam as edificações, comprova que as primeiras áreas servem como refúgio para várias espécies de briófitas, no parque Ibirapuera. Esses resultados demonstram a importância que a arborização tem para a conservação da brioflora do parque, a qual – agora conhecida – pode contribuir para o monitoramento da qualidade ambiental do local. A flora de briófitas destaca-se por apresentar uma variedade e uma espécie endêmicas do Brasil, duas espécies ameaçadas de extinção, sendo uma delas citada pela primeira vez para o país.

Palavras-chave: Antóceros. Área antrópica. Hepáticas. Musgos. Vegetação urbana.

Abstract: The bryoflora is becoming impoverished in many countries, but they are an important group of plants for the sustainability of society. The present paper studies the bryophytes from Ibirapuera Park, which has heterogeneous forested areas, among others where buildings predominate, beside stream and lakes, in São Paulo city. The material totals 688 exsicatas deposited in the Herbarium Maria Eneyda Pacheco Kauffmann Fidalgo of the Botany Institute, in the state capital, besides duplicates in the Herbarium of the Municipality of São Paulo. Ibirapuera Park has 63 species of bryophytes. Many species are restricted to certain areas of the park, where several of them occur in unique locations. The greater richness of the bryoflora in areas with heterogeneous forests, rather than in areas where the buildings predominate, proves the forests serve as refuge for several bryophyte species in Ibirapuera Park. These results demonstrate the importance that afforestation has for the conservation of the park's bryoflora, which is now known and can contribute to monitoring the environmental quality of the site. The bryophyte flora stands out for having one variety and one species that are endemic to Brazil, two endangered species, one of them being cited for the first time for the country.

Keywords: Hornworts. Anthropic area. Liverworts. Mosses. Urban vegetation.

VISNADI, S. R., 2019. Bosque como refúgio para as briófitas: o caso do parque Ibirapuera, em São Paulo, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais** 14(3): 331-361.

Autora para correspondência: Sandra Regina Visnadi. Instituto de Botânica. Núcleo de Pesquisa em Briologia. Centro de Pesquisa em Plantas Avasculares e Fungos. Av. Miguel Stéfano, 3687 – Água Funda. São Paulo, SP, Brasil. CEP 04301-012 (svsnadi@uol.com.br).

Recebido em 23/05/2019

Aprovado em 03/11/2019

Responsabilidade editorial: Fernando da Silva Carvalho Filho



INTRODUÇÃO

Embora as cidades ocupem um a três por cento da área terrestre do planeta, mais da metade da população mora em áreas urbanas, as quais cresceram imensamente nos últimos três séculos (Adler & Tanner, 2015), ocasionando a supressão e a fragmentação dos ambientes naturais, a extinção local das espécies e a redução da biodiversidade (Martins *et al.*, 2017). Estima-se que haverão 41 megalópoles com mais de dez milhões de habitantes, em 2030, e que 66% da população mundial habite áreas urbanas, em 2050 (PNUD & IPEA, 2015a).

A perda da biodiversidade acompanha a história da ocupação em São Paulo, pois a região – originalmente coberta por vegetação de várzea, campos e florestas (Branco, 2011) – possui cerca de 12 milhões de habitantes e áreas verdes restritas a fragmentos de florestas nativas secundárias, a ambientes implantados e a espécimes em terrenos particulares, tendo aterrada grande parte das formações de várzea para ocupação, sistema viário e piscinões (Martins *et al.*, 2017; Visnadi, 2018).

Todavia, florestas secundárias são repositórios de biodiversidade em paisagens modificadas pelo homem (Tabarelli *et al.*, 2012), e a conservação da biodiversidade é fundamental para o bem-estar da humanidade (Bennett & Saunders, 2011). Parques urbanos destacam-se pela preservação de fragmentos de vegetação e pela conservação da biodiversidade, além de serem locais de lazer da população, contribuindo para a melhoria da qualidade de vida dos cidadãos (Branco, 2011; Martins *et al.*, 2017). As áreas verdes são também importantes para atenuar os efeitos da urbanização, como as ilhas de calor e a maciça impermeabilização do solo, melhorando a qualidade ambiental da cidade (Sepe & Gomes, 2008; Brazolin, 2012).

São Paulo tem investido na implantação de parques, além de realizar a manutenção e o manejo desses espaços, visando à melhoria da qualidade local para o lazer da população e à conservação ambiental da cidade (Rotermund, 2012). Frequentemente, bosques localizados em áreas urbanas restringem-se a pequenas manchas

isoladas (Adler & Tanner, 2015) e, embora representem 13,16% dos fragmentos remanescentes em São Paulo, são considerados em programas de conservação da Mata Atlântica do município para a manutenção da biodiversidade (Martins *et al.*, 2017).

A brioflora está empobrecendo continuamente em muitos países e, no entanto, as briófitas são importantes para a sustentabilidade da sociedade (Hallingbäck & Tan, 2010). Essas plantas ocorrem em diversos *habitats* e se distribuem por todos os continentes (Slack, 2011), mas têm sido afetadas pelas atividades humanas (Sérgio *et al.*, 2011). Estudos prioritários da brioflora já foram recomendados para áreas urbanas, a fim de se avaliar a perturbação sofrida em decorrência de atividade antrópica (Frahm, 2003a), mas o impacto do desmatamento sobre as briófitas ainda permanece pouco conhecido para a região tropical (Jácome *et al.*, 2011).

Alguns estudos apontaram refúgios para as briófitas na Espanha, devido aos progressivos desmatamento e desertificação (Varo *et al.*, 1992); nos Estados Unidos, em recessos profundos de penhascos, onde as temperaturas e a umidade são mais estáveis (Farrar, 1998; Glime, 2017), e em carvalhos isolados de regiões urbanas, onde áreas de savanas históricas de carvalho nativo estão cada vez mais restritas (Merrifield, 2000); e, ainda, no Chile, em encostas íngremes e úmidas, para espécies frequentes em outras latitudes do país (Pereira *et al.*, 2006). Para o Brasil – na Paraíba –, afloramentos rochosos em remanescentes de Mata Atlântica e em regiões da Caatinga representam refúgios para briófitas com distribuição restrita (Silva, J. & Germano, 2013; Germano *et al.*, 2016). O enclave de floresta úmida, em área da floresta seca da Caatinga – na Chapada do Araripe, no Ceará –, funciona como refúgio para muitas espécies típicas da região, sendo a brioflora tolerante às condições adversas e à sazonalidade da vegetação (Batista *et al.*, 2018).

A ciência ecológica se voltou recentemente para os ambientes urbanos, a fim de compreender a perturbação que causam nos processos naturais (Adler & Tanner, 2015). Para o Brasil, estudos sobre a conservação da brioflora em fragmentos de vegetação urbana foram realizados nas

regiões Norte (Vital & Visnadi, 1994; Lisboa & Ilkiu-Borges, 1995; Gentil & Menezes, 2011), Nordeste (Bastos & Yano, 1993; Souza *et al.*, 2016; Silva, A. M. *et al.*, 2018), Sul (Bordin & Yano, 2009), Sudeste (Molinari & Costa, 2001; Machado & Luiz-Ponzo, 2011; Lima & Rocha, 2015; Paiva *et al.*, 2015; Silva, A. L. & Rocha, 2015; Peñaloza-Bojacá *et al.*, 2017), em particular, no estado paulista (Visnadi & Monteiro, 1990; Mello *et al.*, 2001) e na região metropolitana de São Paulo (Mello *et al.*, 2011; Prudêncio *et al.*, 2015; Visnadi, 2015b, 2018).

Um dos objetivos do Plano Municipal de Estratégias e Ações Locais pela Biodiversidade de São Paulo é o conhecimento da composição e da distribuição da flora paulistana para a criação de políticas públicas adequadas ao seu manejo (Branco, 2011). Boa parte da flora nativa só persiste nas cidades quando em fragmentos de *habitat* e em refúgios manejados (Adler & Tanner, 2015). Pesquisas em áreas verdes também visam, em última instância, a assegurar condições de vida para as futuras gerações (Silva, A. N. *et al.*, 2014). A população deseja uma sociedade saudável, pois, atualmente, melhor compreende a relação entre biodiversidade e qualidade de vida (Martins *et al.*, 2017).

A arborização é particularmente importante para a conservação da brioflora em parques paulistanos, onde maior riqueza em espécies foi também relacionada aos diferentes tipos de ambientes que essas áreas verdes possuem (Visnadi, 2015b, 2018). Portanto, o presente artigo sobre a brioflora do parque Ibirapuera tem por objetivo conhecer a composição florística e a riqueza, a distribuição e o *habitat* das espécies nas áreas com bosque heterogêneo e nas áreas onde predominam as edificações, contribuindo para a conservação e o monitoramento do local, além de ampliar o conhecimento sobre a brioflora da cidade de São Paulo.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no parque Ibirapuera (158,4 ha), um dos maiores parques urbanos de São Paulo e também

o mais conhecido pela população paulistana (Whately *et al.*, 2008). Está entre os locais mais procurados na cidade, sendo eleito, em 2013, o melhor parque da América do Sul (Marchesi, 2014) e, em 2015, um dos dez melhores do mundo (Moore, 2015), recebendo cerca de 150 mil pessoas por final de semana (O Estado de São Paulo, 2014). O Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) foi mencionado na discussão dos dados, além de ser uma referência para a área de estudo (Figura 1).

O parque Ibirapuera foi inaugurado em 21 de agosto de 1954, durante as comemorações do IV Centenário de São Paulo, sendo tombado pelo Conselho Municipal de Preservação do Patrimônio Histórico, Cultural e Ambiental da Cidade de São Paulo (CONPRESP) e pelo Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Arqueológico, Artístico e Turístico do Estado de São Paulo (CONDEPHAAT), devido à sua importância paisagística, arquitetônica e cultural (Takiya, 2002; Marchesi, 2014; Martins *et al.*, 2017), encontrando-se sob administração da Coordenação de Gestão de Parques e Biodiversidade Municipal (CGPABI), Secretaria do Verde e do Meio Ambiente (SVMA), prefeitura do município de São Paulo.

A área de estudo localiza-se nas coordenadas geográficas 23° 34'-35' S e 46° 39' W (Google Maps/Google Earth, s. d.), estando sob o clima tropical úmido de altitude do planalto paulistano, que ocorre na bacia sedimentar de São Paulo, onde a urbanização se instalou primeiramente na cidade; a temperatura média e a pluviosidade anuais estão, respectivamente, entre 19,3 e 19,6 °C e 1.250 e 1.580 mm (Martins *et al.*, 2017).

A vegetação foi totalmente implantada e se enquadra na categoria de bosque heterogêneo, predominando espécies arbóreas, de oito a 30 metros de altura, com copas de dez a 20 metros de diâmetro (Prefeitura do Município de São Paulo, 2016a; Martins *et al.*, 2017). O estabelecimento do parque foi iniciado com o plantio de árvores exóticas – *Eucalyptus* e *Ligustrum* –, a fim de drenar a área que era anteriormente pantanosa, possuindo árvores esparsas da vegetação da capoeira; posteriormente, a



Figura 1. Localização do parque Ibirapuera. Legendas: RMSP = região metropolitana de São Paulo; PEFI = Parque Estadual das Fontes do Ipiranga; em amarelo, no detalhe = limites do parque Ibirapuera. Modificado de *Google/EMPLASAGEO*. Mapa: Governo do Estado de São Paulo.

inclusão de espécies arbóreas nativas do bioma Mata Atlântica contribuiu para o aumento da biodiversidade regional (Kabashima *et al.*, 2011). A vegetação forma alamedas, jardins e eucaliptal, mas a área também possui sub-bosque e gramados (Marchesi, 2014). O parque Ibirapuera – uma das áreas verdes mais importantes da cidade de São Paulo – apresenta vegetação ruderal e brejo, córrego e lagos (Gaglioti & Garcia, 2015). Recursos hídricos aumentam ainda mais a importância dos remanescentes florestais situados em paisagens altamente fragmentadas (Pivello & Peccinini, 2002; Brancalion *et al.*, 2012).

O parque também possui áreas e ruas pavimentadas, além de museus, espaço a céu aberto e pavilhões para eventos e exposições, várias esculturas, planetário e universidade; dispõe de fonte multimídia, em um de seus lagos, além de praças e outros serviços (centro de convivência, segurança e vigilância, herbário, proteção à fauna e viveiro). Algumas edificações – Marquise Senador José Ermírio de Moraes, Auditório Ibirapuera, Fundação Bienal, Museu Afro Brasil, Museu de Arte Contemporânea,

Oca, Pavilhão Engenheiro Armando de Arruda Pereira – são patrimônio histórico e artístico nacional. O visitante ainda dispõe de área de estar e lazer, parque infantil, aparelhos para ginástica, locais para alimentação e atividades esportivas, além de bolsões de estacionamento.

O trabalho foi desenvolvido nas áreas com bosque heterogêneo e nas áreas onde predominam as edificações do parque. Outros detalhes desses dois tipos de áreas foram incluídos na apresentação e discussão dos resultados sobre a brioflora encontrada em cada um deles.

AMOSTRAGEM E ESTUDO DO MATERIAL

A coleta e a herborização do material seguiram as recomendações de Frahm (2003b), para o estudo das briófitas na região tropical, bem como a adoção de literatura básica para identificação das espécies.

Como as briófitas não são comuns no parque Ibirapuera, percorreu-se toda a extensão da sua área, em 2016 e 2017, para a coleta do material disponível. As 669 exsicatas encontram-se depositadas no Herbário

Maria Eneyda Pacheco Kauffmann Fidalgo, do Instituto de Botânica de São Paulo (SP), e duplicatas de parte dessa coleção, no Herbário da Prefeitura do Município de São Paulo (PMSP), cujos dados – lista das briófitas – divulgados previamente (Ibirapuera: inventário de flora 2018, s. d.) visam subsidiar ações ambientais nas áreas verdes paulistanas (Branco, 2011; Prefeitura do Município de São Paulo, 2016b). Estudaram-se também materiais coletados por D.M. Vital (15 exsicatas, SP) e T. Forti (quatro exsicatas, PMSP), totalizando 688 exsicatas provenientes do parque Ibirapuera para o presente trabalho. Os *vouchers* das espécies foram listados no Apêndice.

Adotaram-se literatura e bancos de dados (Gradstein & Costa, 2003; JBRJ, s. d.; Tropicos, s. d.) para citar o nome e o autor das espécies e de gênero, e para consultar ilustrações e imagens de briófitas; utilizaram-se também recursos do Herbário SP, para identificação do material e a classificação mais recente, a fim de listar os táxons de Anthocerotophyta (Renzaglia *et al.*, 2009), Bryophyta (Goffinet *et al.*, 2009) e Marchantiophyta (Crandall-Stotler *et al.*, 2009), por ordem alfabética de divisões, famílias, gêneros, espécies e variedades (Apêndice).

As espécies foram classificadas pela ocorrência nos substratos naturais – corticícola (em córtex ou casca), epíxila (em tronco em decomposição), saxícola (em rocha) e terrícola (em solo) –, segundo Robbins (1952), Luiz-Ponzo *et al.* (2006) e Souza *et al.* (2017), e nos substratos artificiais – casmófito –, segundo Souza *et al.* (2015), relacionados como alvenaria, asfalto, concreto, madeira tratada e tijolo, por não existirem termos específicos. O material foi coletado em alturas com até cerca de dois metros nos caules e troncos da vegetação arbustivo-arbórea.

Os grupos ecológicos e as formas de vida das espécies (Mägdefrau, 1982; Richards, 1984; Gradstein *et al.*, 2001; Glime, 2017) registrados durante o trabalho de campo foram estudados na identificação do material com base nas informações de banco de dados (JBRJ, s. d.) e da literatura (Crum & Anderson, 1981; Sharp *et al.*, 1994; Buck, 1998; Santos & Costa, 2008; Alvarenga *et*

al., 2010; Oliveira, J. *et al.*, 2011; Santos *et al.*, 2011; Silva, J. & Germano, 2013; Valente *et al.*, 2013; Visnadi, 2013a, 2013b, 2015a, 2015b, 2018; Batista *et al.*, 2018).

ANÁLISE DOS DADOS

A riqueza da brioflora entre as áreas com bosque heterogêneo e as áreas onde predominam as edificações foi comparada com o auxílio de análise de rarefação – baseada no número de amostras (rarefação individual) –, aplicada à matriz de dados quantitativos (58 espécies x dois tipos de áreas) no programa PAST 3.20 (Hammer *et al.*, 2001). Para cinco das 63 espécies listadas, não se dispõe de informações de coleta nesses dois tipos de áreas estudadas (Apêndice).

Calcularam-se os índices de Jaccard e de Sørensen, para melhor se avaliar a similaridade florística da brioflora entre os dois tipos de áreas estudadas. O primeiro atribui peso igual para todas as espécies, minimizando possíveis diferenças no esforço amostral do levantamento, já o segundo é um peso dobrado às copresenças, excluindo as duplas ausências, que podem indicar espécies não amostradas ou ausência das mesmas em determinados locais (Santos *et al.*, 2011; Visnadi, 2015b).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E RIQUEZA DE ESPÉCIES

A brioflora compõe-se de 63 espécies e uma variedade, distribuídas em 49 gêneros e 30 famílias. Entre as 30 espécies divulgadas previamente (Ibirapuera: inventário de flora 2018, s. d.), 27 foram coletadas pela primeira vez e três foram novamente observadas no parque Ibirapuera (Apêndice).

O grupo Bryophyta, com 43 espécies e uma variedade (em 34 gêneros e 20 famílias; 69,5% das amostras), supera Marchantiophyta, o qual apresenta apenas 19 espécies (em 14 gêneros e nove famílias; 30,3% das amostras) e Anthocerotophyta, com uma única espécie (em um gênero e uma família; 0,2% das amostras). Regiões urbanas podem apresentar biodiversidade elevada de alguns grupos de

organismos (Adler & Tanner, 2015). As áreas abertas, em particular, quando intercaladas com florestas secundárias, são especialmente ricas em musgos (Gradstein *et al.*, 2001). Além disso, musgos também predominam em outros fragmentos de vegetação urbana, na RMSP (Mello *et al.*, 2011; Prudêncio *et al.*, 2015; Visnadi, 2015b, 2018), no estado paulista (Visnadi & Monteiro, 1990; Mello *et al.*, 2001), e em outros estados, como Amapá, Pará, Bahia, Rio de Janeiro, Minas Gerais e Rio Grande do Sul (Bastos & Yano, 1993; Lisboa & Ilkiu-Borges, 1995; Molinaro & Costa, 2001; Bordin & Yano, 2009; Gentil & Menezes, 2011; Machado & Luiz-Ponzo, 2011; Lima & Rocha, 2015; Paiva *et al.*, 2015; Silva, A. L. & Rocha, 2015; Peñaloza-Bojacá *et al.*, 2017).

O parque Ibirapuera é uma área verde significativa para o bairro, pois a existência de vegetação arbórea é atenuante da formação das ilhas de calor, mantendo um microclima ameno e agradável; o local está inserido na região mais valorizada da cidade, com controle do uso e da ocupação do solo, a melhor infraestrutura urbana e o mais alto índice de adensamento vertical. Esta região, no entanto, sofre com o aumento do tráfego de veículos e a geração de poluição e de ruídos, com as alterações microclimáticas e com a impermeabilização do solo, carecendo da preservação ou da criação de novas áreas verdes (Sepe & Gomes, 2008). Fragmentos e sua biota são fortemente influenciados pela paisagem na qual estão situados (Bennett & Saunders, 2011). Além disso, mudanças na brioflora em florestas já foram relacionadas às emissões antrópicas, sendo as hepáticas representadas pelas espécies mais sensíveis e em declínio (Dittrich *et al.*, 2016).

A riqueza de espécies e de espécies restritas, bem como a porcentagem de amostras são diferentes entre os dois tipos de áreas estudadas (Apêndice). As áreas urbanas apresentam um mosaico de *habitats* fragmentados – verdes, aquáticos e construídos –, sendo geralmente diversificados e contrastantes, frequentemente isolados, bastante comprimidos e circunvizinhos uns dos outros, havendo, por essa razão, dificuldades para o deslocamento das espécies (Adler & Tanner, 2015). O parque Ibirapuera

é um *habitat* verde em relação ao seu entorno, mas o próprio parque apresenta *habitats* verdes (bosques heterogêneos) adjacentes a *habitats* aquáticos (córrego e lagos) e construídos (edificações e pavimentação asfáltica), dentro dos limites da sua área.

Ambos os tipos de áreas – mas principalmente as áreas onde predominam as edificações – poderiam ser mais ricos em espécies, caso contassem com mais amostras de material estudado (Figura 2). O número de espécies inventariadas depende da quantidade de amostras coletadas e da área de *habitat* explorada (Guarati, 2010). Todavia, a urbanização substitui frequentemente os *habitats* naturais pelos artificiais, resultando em impactos para muitas espécies nativas (Koh & Gardner, 2011). Em áreas urbanas, a biota é ainda menos rica em espécies nos locais mais densamente construídos (Adler & Tanner, 2015). Além disso, a preservação da cobertura do dossel é fundamental para a conservação da biodiversidade das briófitas (Gradstein & Sporn, 2010; Oliveira, J. *et al.*, 2011), que são escassas em trechos do parque Cordeiro Martin Luther King, onde a vegetação é esparsa (Visnadi, 2018).

Finalmente, o trabalho de campo foi considerado como suficiente, pois percorreu-se todo o parque para a coleta do material disponível. Por outro lado, a amostragem

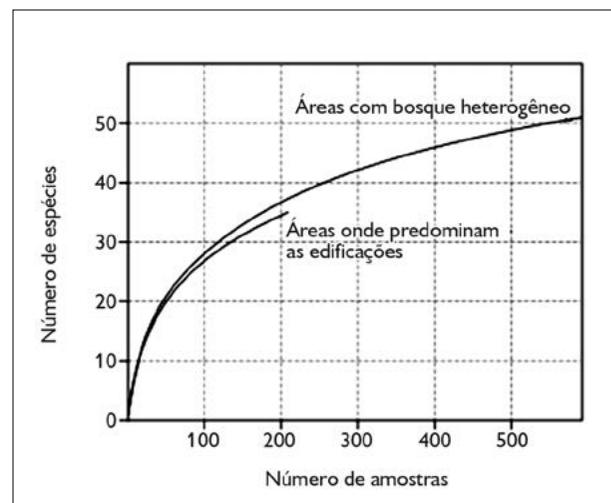


Figura 2. Riqueza da brioflora (rarefação individual) para os dois tipos de áreas estudadas no parque Ibirapuera.

das briófitas acima de 2 m de altura em caules e troncos e nas copas da vegetação – não realizada neste estudo – poderia estabilizar ambas as curvas da análise de rarefação (Figura 2). Nenhum ecossistema está realmente em equilíbrio e o urbano pode ser ainda mais imprevisível do que os ecossistemas não perturbados (Adler & Tanner, 2015). Riqueza de espécies de briófitas abaixo da esperada foi também registrada em estudos no Pará, na Paraíba (Germano *et al.*, 2016; Lopes *et al.*, 2016) e em outras áreas verdes urbanas paulistanas (Visnadi, 2018).

OCORRÊNCIA NO PARQUE - REFÚGIO PARA AS BRIÓFITAS

Ambos os tipos de áreas são muito distintos no parque Ibirapuera, pois edificações são raras nas áreas com bosque heterogêneo e a vegetação arbustivo-arbórea é esparsa nas áreas onde predominam as edificações. A arborização urbana é essencial para a manutenção da qualidade ambiental das cidades (Takiya, 2002; Rotermund, 2012). O estado de São Paulo tem se dedicado à redução do desmatamento e à recuperação e à ampliação da cobertura vegetal, que são uma das estratégias apontadas, inclusive, para se evitar as consequências da variabilidade climática (Oliveira, R. & Alves, 2014). Em paisagens fragmentadas, a riqueza de espécies está relacionada com a disponibilidade e a qualidade do *habitat* (Bennett & Saunders, 2011). As áreas verdes urbanas destacam-se pela riqueza e diversidade da brioflora em Madri (Mazimpaka *et al.*, 1988) e em Lisboa (Sérgio *et al.*, 2016), sendo importantes também para a conservação da biodiversidade das briófitas, que predominam em árvores e arbustos nos parques da cidade de São Paulo (Visnadi, 2015b, 2018).

Locais abertos são comuns nas áreas onde predominam as edificações. Aberturas na vegetação são mais comuns em áreas relativamente baixas e predominantemente planas (Bennett & Saunders, 2011), onde o parque está localizado (Martins *et al.*, 2017). Ainda, a riqueza de espécies vegetais tem maior correlação com a disponibilidade de água, e abrir espaços, fragmentando o *habitat*, ou fazer

rareamento no interior de bosques, retirando as plantas que 'estão atrapalhando', altera o padrão de circulação de ar e provoca a dessecação do ambiente, que reduz a biodiversidade, inclusive de epífitas (Guaratini, 2010; Adler & Tanner, 2015). As briófitas reagem rapidamente às mudanças climáticas do *habitat* (Gignac, 2011). Sem dúvida, o fator mais significativo que afeta o crescimento dessas plantas é a quantidade de umidade disponível no ambiente (Hallingbäck & Hodgetts, 2000; Frahm, 2003b), havendo associação entre a diminuição da riqueza de espécies tanto a *habitats* abertos e perturbados quanto à umidade mais baixa do ar em ambientes antrópicos (Gradstein & Sporn, 2009; Jácome *et al.*, 2011; Glime, 2017).

Além disso, o ambiente construído inclui mudanças bruscas na paisagem, causando também diferenças de temperatura entre áreas vizinhas; áreas com menos vegetação sofrem o efeito mais intenso da ilha urbana de calor (Adler & Tanner, 2015). A área urbana do município de São Paulo interfere na variação microclimática dos seus fragmentos florestais (Monteiro & Azevedo, 2005), sendo que a localização do parque Ibirapuera favorece a maior recepção e absorção da radiação solar por ele, bem como o forte aquecimento diurno do local (Martins *et al.*, 2017). Ainda, as briófitas também dependem da baixa temperatura para se estabelecer (Hallingbäck & Tan, 2010), pois já se relacionou redução na riqueza em espécies dessas plantas aos aumentos de temperaturas em ambientes perturbados (Gradstein & Sporn, 2009). A temperatura define os limites da distribuição das briófitas e a perturbação frequentemente expõe essas plantas ao calor intolerável; estudos sobre os potenciais efeitos do aquecimento global indicam que as briófitas provavelmente diminuirão nas regiões mais quentes (Glime, 2017). O incremento da arborização – em São Paulo – contribui efetivamente para a minimização dos efeitos das ilhas de calor, fenômeno relativamente comum na cidade (Sepe & Gomes, 2008), onde o clima tem mudado nas últimas décadas, com aumentos de temperatura, de dias com umidade relativa do ar muito baixa, e crescimento do volume da água da chuva, além do desaparecimento

da frequente garoa, que era típica da região (Branco, 2011; Steinbaum & Massambani, 2011).

O aquecimento climático na cidade de São Paulo aproxima-se dos 3 °C, sendo considerado o dobro da meta global, que é de 1,5 °C (Sobrinho, 2018). No Brasil, as recentes mudanças climáticas resultaram em impactos na biodiversidade – distribuição e redução do número das espécies –, no balanço hídrico e nos extremos de chuva e de seca; o aumento da temperatura média global também tem se acelerado recentemente (Oliveira, R. & Alves, 2014).

O clima – especialmente a temperatura e a disponibilidade de água – é o principal determinante na distribuição das briófitas (Glime, 2017). O desmatamento, no entanto, influencia a mudança do clima (Rocha *et al.*, 2014), pois as árvores ajudam a umidificar a atmosfera urbana, além de contribuírem para o conforto térmico, tornando o ar mais fresco na cidade (Buckeridge, 2015). A ação de plantios de espécies vegetais nativas do município – em parques e demais áreas verdes – incorpora as estratégias e ações locais pela biodiversidade de São Paulo (Branco, 2011). Todavia, a arborização urbana deve integrar áreas de proteção permanente, segundo a identidade biológica da região (Brazolin, 2012), além de necessitar de planejamento científico para que sejam implantadas espécies adequadas aos variados tipos de espaços urbanos (Tupiassu, 2014) e para a consequente redução das chamadas ilhas de calor (Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo, 2009; Oliveira, R. & Alves, 2014).

O trânsito é intenso nas áreas onde as edificações predominam, dentro do parque. Grande parte das emissões de material particulado é de origem veicular na RMSP (Candido *et al.*, 2016), que ocupa 3,2% do território, mas concentra 48% da frota e 47% da população do estado de São Paulo (CETESB, 2018). As árvores urbanas filtram a poluição de material particulado (Buckeridge, 2015), mas são raras nessas áreas com várias edificações. A riqueza de espécies relaciona-se ao estado de preservação do ambiente, pois áreas verdes supostamente preservadas – impactadas, entretanto pela ação antrópica – possuem

biota empobrecida (Schoenlein-Crusius, 2012). Apenas algumas espécies conseguem tolerar um ambiente variável com perturbações frequentes e, mesmo em parques com *habitats* mais favoráveis, as espécies sensíveis tendem a desaparecer devido à poluição (Guaratini, 2010; Adler & Tanner, 2015). A distribuição das briófitas está sobretudo relacionada à qualidade do *habitat* (Gradstein *et al.*, 2001), sendo essas plantas frequentemente bons indicadores das condições ambientais, além de serem sensíveis à poluição urbana (Glime, 2007). Estudos também registraram redução de espécies de briófitas em áreas sob tráfego pesado na região metropolitana de Lisboa (Sérgio *et al.*, 2016).

Todavia, a brioflora das áreas com bosque heterogêneo e das áreas onde predominam as edificações – com 28 espécies em comum (44%) – é similar, segundo valores obtidos para índices de similaridade de Jaccard (acima de 0,25) e de Sørensen (acima de 0,5) (Andrade *et al.*, 2002; Polisel & Franco, 2010), como 0,48 e 0,65, respectivamente. Muitas espécies não se limitam aos fragmentos, ocorrendo também em outros tipos de paisagens modificadas pelo homem (Bennett & Saunders, 2011). A brioflora das áreas florestais e antrópicas do PEFI é similar, com menores valores para índices de similaridade (Jaccard = 0,37; Sørensen = 0,54), mas possuem números quase idênticos de briófitas (161 e 153 espécies, respectivamente), sendo mais divergentes os totais de espécies para os dois tipos de áreas estudados no parque Ibirapuera (Apêndice; Visnadi, 2015b).

Além disso, a brioflora restrita às áreas com bosque heterogêneo e àquelas onde predominam as edificações indica que a distribuição do maior número de espécies não é uniforme no parque Ibirapuera (30 espécies, 48%; Apêndice). Briófitas restritas às praças urbanas superam – em número de espécies – aquelas restritas às ruas e também as outras comuns em ruas e praças, em cidade paulista (Visnadi & Monteiro, 1990). A flora das cidades reflete as consequências da urbanização – fragmentação e perturbações – e da qualidade do *habitat*; além disso, nesses ambientes urbanos fragmentados, as áreas

adjacentes – quando hostis e inóspitas – tornam impossível a dispersão de determinadas espécies entre os fragmentos habitáveis (Adler & Tanner, 2015). Não se conhece locais específicos de ocorrência para cinco espécies (8%), as quais não foram mais encontradas no parque (Apêndice).

Entre as 28 espécies (44%) que ocorrem em todo o parque, 13 são mais amplamente distribuídas, além de terem sido registradas em muitas amostras (entre 12,5% e 2,9%, Figura 3, Apêndice). A urbanização favorece espécies que conseguem se dispersar entre os diferentes *habitats* da cidade, cuja biodiversidade peculiar caracteriza-se pela abundância de poucas espécies com capacidade de aproveitar os recursos da área urbana (Adler & Tanner, 2015). Essas espécies ocorrem em *habitats* abertos e mais secos a métricos (Florschütz-de Waard, 1996; Buck, 1998; Gradstein *et al.*, 2001; Schuster, 2004; Gradstein & Ilkiu-

Borges, 2009; Gentil & Menezes, 2011; Visnadi, 2018), sendo que o bosque heterogêneo no parque Ibirapuera possui árvores e arbustos esparsos, permitindo, inclusive, que o visitante transite e realize várias atividades nos locais onde existe esse tipo de vegetação.

Maior disponibilidade de material foi registrada para *Brittonodoxa subpinnata* (Figura 3). A abundância de determinados organismos nem sempre indica boa condição ambiental, pois o local pode estar ocupado por indicador da presença de poluição (Guaratini, 2010). *B. subpinnata* é indicada como potencial biomonitor da poluição atmosférica em Caxias do Sul, no Rio Grande do Sul (Mazzoni *et al.*, 2012). Todavia, a estação da rede automática de monitoramento da qualidade do ar – Estação Ibirapuera – instalada no parque registrou redução nas concentrações médias de partículas inaláveis

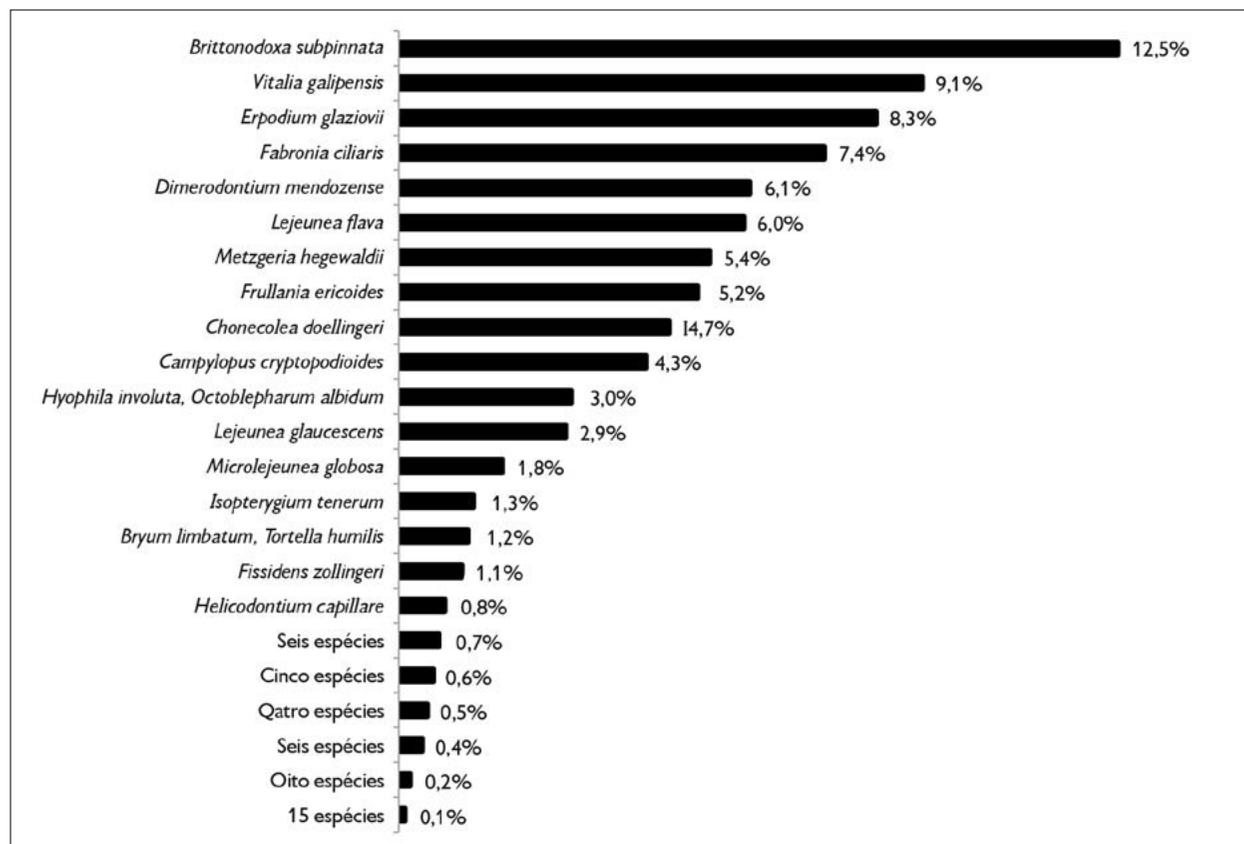


Figura 3. Percentagem de amostras das briófitas ocorrentes no parque Ibirapuera.

(entre 2006 e 2017) e de fumaça (entre 2000 e 2017), devido ao controle realizado sobre atividades industriais e emissões veiculares (CETESB, 2018). Além disso, a grande área vertical e horizontal das cidades atua como uma 'esponja urbana', que remove os particulados do ar com tanta eficácia quanto as árvores (Adler & Tanner, 2015). *Frullania ericoides* (Figura 3) é também conhecida como tolerante à perturbação do ambiente em relação à luminosidade e às temperaturas altas, além de ser resistente ao estresse hídrico (Carmo *et al.*, 2015).

Entre as mesmas 28 espécies (44%), outras cinco possuem distribuição mais esparsa e menos material (entre 0,8 e 1,8%, Figura 3, Apêndice). *Bryum limbatum* e *Fissidens zollingeri* ocorrem apenas em *habitats* úmidos; *Tortella humilis* e *Microlejeunea globosa*, por sua vez, são registradas em *habitats* mais abertos e secos; e *Helicodontium capillare*, em *habitats* méxicos, sendo também indicada como potencial biomonitor da poluição atmosférica (Sharp *et al.*, 1994; Buck, 1998; Gradstein *et al.*, 2001; Schuster, 2004; Flora of North America Editorial Committee, 2007; Mazzoni *et al.*, 2012).

Finalmente, as restantes dez espécies – entre as 28 espécies (44%) distribuídas pelo parque – são mais raras e encontradas em escasso material (entre 0,2% e 0,7%, Figura 3, Apêndice). Elas ocorrem em *habitats* úmidos (*Fissidens pellucidus* var. *asterodontius*), ou méxicos (*Rhynchostegium conchophyllum*), em *habitats* mais abertos (*Donnellia commutata*, *Frullania riojaneirensis*, *Myriocoleopsis minutissima*) e méxicos (*Haplocladium microphyllum*, *Sematophyllum adnatum*, *Acanthocoleus aberrans*), ou abertos e secos (*Bryum apiculatum* e *Microlejeunea bullata*) (Buck, 1994, 1998; Gradstein, 1994; Sharp *et al.*, 1994; Schuster, 2004; Wigginton, 2004; Bordin & Yano, 2013).

Entre as famílias que se distribuem pelo parque Ibirapuera (Figura 4), Lejeuneaceae – a maior família de hepáticas (Martinelli & Moraes, 2013) – possui os maiores números de táxons (Apêndice), predominando também nos fragmentos de vegetação urbana, especificamente da RMSP (Mello *et al.*, 2011; Visnadi, 2015b, 2018) e do

estado paulista (Visnadi & Monteiro, 1990; Mello *et al.*, 2001), além dos estados do Pará e do Acre, da Bahia, do Rio de Janeiro, de Minas Gerais e do Rio Grande do Sul (Vital & Visnadi, 1994; Lisboa & Ilkiu-Borges, 1995; Molinaro & Costa, 2001; Bordin & Yano, 2009; Machado & Luizi-Ponzo, 2011; Paiva *et al.*, 2015; Souza *et al.*, 2016).

Sematophyllaceae totaliza mais material estudado (23,5% das amostras) e maior número de táxons entre os musgos. Calymperaceae, Leucobryaceae e Sematophyllaceae são típicas de ambientes perturbados (Gentil & Menezes, 2011). Fissidentaceae é a segunda maior família de musgos no Brasil, ocorrendo em todos os biomas do país e apresentando grande amplitude ecológica (Bordin & Yano, 2013). Pottiaceae – comum em *habitats* secos (Allen, 2002) – e Bryaceae apresentam notável resistência à influência urbana (Bordin & Yano, 2009), tendo *Bryum Hedw.* o maior número de espécies (Figura 4, Apêndice).

Entre as 30 espécies restritas (48%), *Isopterygium tenerum* totaliza mais material, sendo a mais comum; as demais 29 possuem escasso material (incluídas entre 0,1% e 0,7%, Figura 3, Apêndice), evidenciando que a distribuição delas – restrita a determinadas áreas do parque – é também muito localizada. Briófitas restritas às praças urbanas são também pouco abundantes (Visnadi & Monteiro, 1990), mas pequenas populações são vulneráveis à extinção local (Bennett & Saunders, 2011). Todavia, no Brasil, onde a biodiversidade é elevada, existem espécies adaptadas a viver dentro de limites estreitos de variação ambiental (Guaratini, 2010), e a distribuição das espécies também varia dentro das manchas urbanas de *habitat* (Adler & Tanner, 2015).

Além disso, as espécies restritas às áreas com bosque heterogêneo superam aquelas restritas às áreas onde predominam as edificações não somente em número de espécies (Apêndice), mas também em percentagem de amostras (8% e 2%, respectivamente). A fragmentação do *habitat* – que caracteriza muitas áreas urbanas – pode contribuir para a biodiversidade em casos nos quais as manchas de *habitats* parecidos

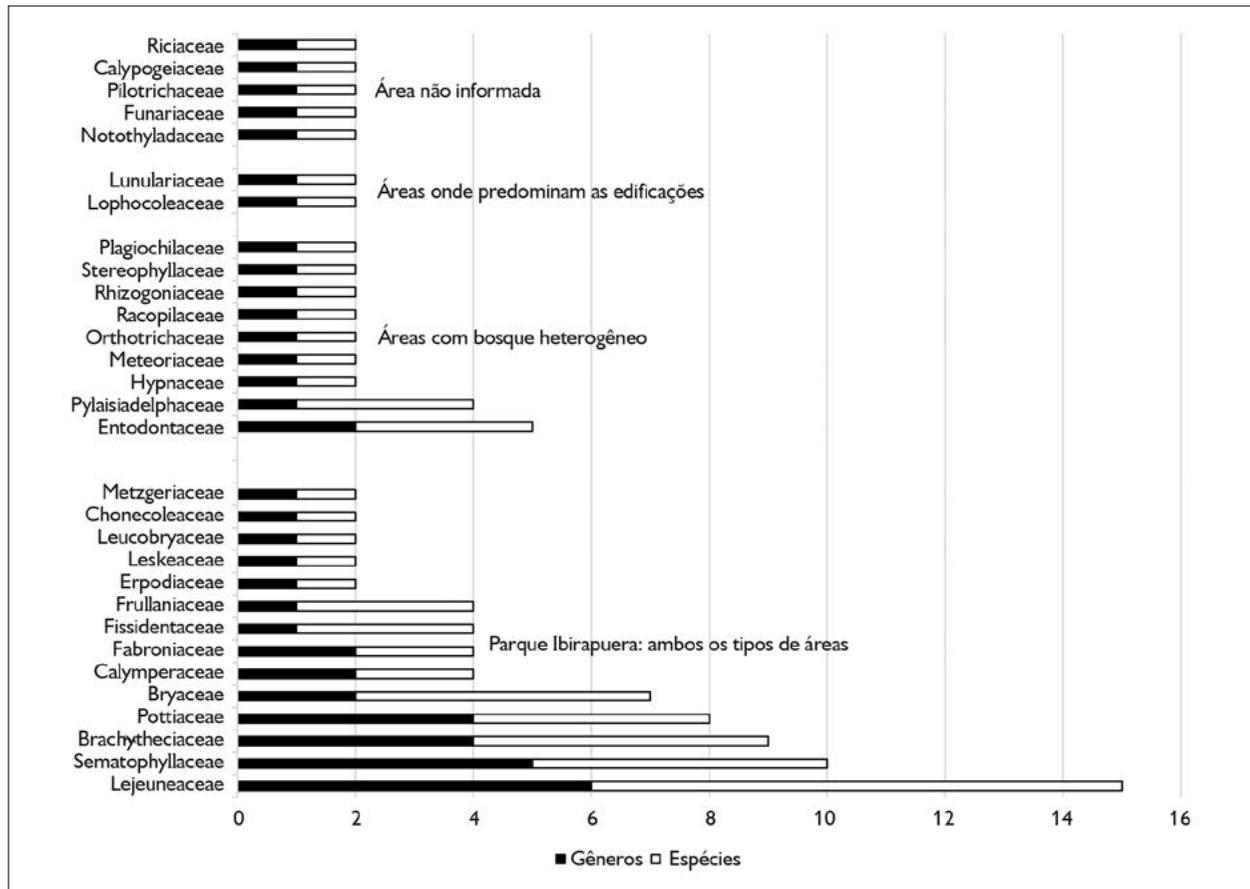


Figura 4. Total de gêneros e de espécies das famílias de briófitas ocorrentes no parque Ibirapuera restritas aos dois tipos de áreas estudadas, bem como das famílias sem informação quanto à área específica de coleta no parque.

estiverem isoladas, contendo espécies diferentes, porque os indivíduos não podem se deslocar livremente entre elas; espécies mais sensíveis à perturbação também só persistem nos fragmentos de *habitat* quando esses são menos urbanizados, a exemplo dos bosques (Adler & Tanner, 2015). Briófitas – que provavelmente colonizavam extensa área na Espanha – encontraram refúgio no sul do país devido aos progressivos processos de desmatamento e de desertificação (Varo *et al.*, 1992). Em razão da constante degradação dos arredores, afloramentos rochosos em remanescentes de Mata Atlântica e em regiões da Caatinga na Paraíba também fornecem refúgios para briófitas com distribuição mais restrita (Silva, J. & Germano, 2013; Germano *et al.*, 2016).

Fragmentos de bosque heterogêneo distribuem-se entre edificações e áreas abertas, córrego e lagos, dentro dos limites do parque Ibirapuera. A modificação do ambiente pode restringir algumas espécies a pequenos fragmentos da área urbana, onde as manchas de *habitat* – adequadas à sobrevivência de determinados organismos – podem estar isoladas por áreas hostis e inóspitas (Adler & Tanner, 2015), como estradas e canais de água, que impõem barreiras ao movimento de muitos organismos através da paisagem (Bennett & Saunders, 2011). Além disso, a vegetação é mais esparsa em bosques heterogêneos (Visnadi, 2018) do que na floresta ombrófila densa (Visnadi, 2015b). Refúgios para a brioflora foram registrados para encostas íngremes e úmidas, no Chile (Pereira *et al.*, 2006), e para recessos

profundos de penhascos, onde temperaturas e umidade são mais estáveis, nos Estados Unidos (Farrar, 1998; Glime, 2017). Todavia, o encrave de floresta úmida em área da floresta seca da Caatinga – na Chapada do Araripe, no Ceará – também funciona como um refúgio para espécies de briófitas mais tolerantes às condições adversas e à sazonalidade da vegetação (Batista *et al.*, 2018).

Briófitas restritas às áreas com bosque heterogêneo (Apêndice) ocorrem em *habitats* úmidos (*Pterogoniopsis paulista*, *Pyrrhobryum spiniforme*, *Racopilum tomentosum*, *Drepanolejeunea mosenii*), ou méxicos (*Entodontopsis nitens*, *Meteorium nigrescens*, *Cololejeunea paucifolia*); em *habitats* abertos (*Chenia leptophylla*, *Entodon beyrichii*, *Fissidens submarginatus*, *Lejeunea obtusangula*) e úmidos (*Isopterygium tenerifolium*), ou abertos e méxicos (*Chryso-hypnum diminutivum*, *Rhynchostegium serrulatum*, *Schlotheimia rugifolia*); em *habitats* mais secos (*Erythrodonium squarrosom*, *Isopterygium tenerum*, *Rosulabryum capillare*) e abertos (*Barbula indica*), ou abertos e mais secos a méxicos (*Erythrodonium longisetum*), ou, ainda, mais secos a méxicos (*Eurhynchium pulchellum*) (Crum & Anderson, 1981; Magill, 1987; Buck & Vital, 1992; Ireland & Buck, 1994; Sharp *et al.*, 1994; Florschütz-de Waard, 1996; Buck, 1998; Gradstein *et al.*, 2001; Schuster, 2004; Flora of North America Editorial Committee, 2007; Gradstein & Ilkiu-Borges, 2009; Bordin & Yano, 2013; Visnadi, 2018). *Isopterygium byssobolax* e *Plagiochila corrugata* não dispõem de informações sobre tipos de ambientes. Entre as famílias restritas a essas áreas (Figura 4, Apêndice), Meteoriaceae é abundante nas florestas secundárias (Gradstein *et al.*, 2001).

Briófitas restritas às áreas onde predominam as edificações (Apêndice) ocorrem em *habitats* úmidos (*Lunularia cruciata*), ou abertos (*Brachythecium ruderale*, *Bryum argenteum*, *Syrrhopodon parasiticus*, *Frullania kunzei*) e mais secos (*Bryum coronatum*), ou ainda méxicos (*Chiloscyphus latifolius*) (Florschütz, 1964; Sharp *et al.*, 1994; Buck, 1998; Gradstein *et al.*, 2001; Gradstein & Costa, 2003; Wigginton, 2004; Visnadi, 2018). As atividades humanas contribuem para o surgimento de diferentes

habitats para as briófitas, ampliando a distribuição delas em diversos ambientes; além disso, algumas espécies são mais comuns em áreas antrópicas do que em ambientes não perturbados (Schofield, 1985; Paiva *et al.*, 2015). Lunulariaceae (Figura 4) é comum em *habitats* artificiais, com muita perturbação antrópica e em jardins (Gradstein *et al.*, 2001; Gradstein & Costa, 2003), ocorrendo apenas nas áreas antrópicas do PEFI (Visnadi, 2015b).

Entre as espécies restritas às áreas onde predominam as edificações, musgos acrocárpicos (*Bryum argenteum*, *B. coronatum* e *Syrrhopodon parasiticus*) superam musgos pleurocárpicos (*Brachythecium ruderale*); além disso, apenas *Syrrhopodon parasiticus* e *Frullania kunzei* são estritamente corticícolas (Apêndice). Nessas áreas, a vegetação arbustivo-arbórea é muito esparsa. Em regiões da Espanha, a propagação dos musgos acrocárpicos e a regressão dos pleurocárpicos foram relacionadas ao desmatamento (Varo *et al.*, 1992); além disso, carvalhos isolados em regiões urbanas possuem brioflora peculiar, sendo um refúgio para essas epífitas, em região do Oregon, nos Estados Unidos, onde áreas de savanas históricas de carvalho nativo estão cada vez mais restritas (Merrifield, 2000). As atividades humanas também contribuem para a destruição da brioflora, quando são responsáveis pelo desmatamento de vastas áreas com briófitas (Hallingbäck & Hodgetts, 2000).

As briófitas sem informações de locais específicos de ocorrência, e que também não mais foram encontradas no parque, foram coletadas em 1979 (incluídas entre 0,1% e 0,2% das amostras, Figura 3, Apêndice). Elas ocorrem em florestas úmidas ou méxicas (*Cyclodictyon albicans*), em *habitats* abertos, porém úmidos (*Phaeoceros laevis*, *Physcomitrium umbonatum*, *Riccia membranacea*), ou úmidos e sombreados, em áreas arborizadas (*Calypogeia laxa*) (Buck, 1998; Gradstein *et al.*, 2001; Gradstein & Costa, 2003; Wigginton, 2004; Porley, 2008). Funariaceae e Ricciaceae (Figura 4) são comuns em *habitats* abertos e perturbados, porém úmidos para a última família (Gradstein *et al.*, 2001), sendo antóceros também comuns

em ambientes perturbados pelas atividades humanas (Vanderpoorten & Goffinet, 2009). A destruição e a fragmentação do *habitat* são visíveis na paisagem, mas os efeitos dessas mudanças na biota demoram muitos anos para ser evidenciados; além disso, as espécies reagem de diferentes formas à fragmentação do *habitat*, pois, enquanto algumas aumentam em abundância, outras diminuem e se tornam localmente extintas, como as espécies com requisitos ecológicos mais especializados, que frequentemente desaparecem nas comunidades de fragmentos (Bennett & Saunders, 2011).

Além disso, as cinco briófitas foram coletadas apenas em solo (Apêndice). Segundo Guaratini (2010), a diminuição da biodiversidade indica alterações ambientais que também são causadas por interferência antrópica. Ademais, solos urbanos possuem maior concentração de metais pesados, nitrogênio, fósforo, matéria orgânica, sais e ácidos do que os solos não orgânicos. Em cidade alemã, espécies de plantas que preferem solo úmido e poucos nutrientes também diminuíram (Adler & Tanner, 2015).

Quase todas as espécies já foram registradas para a vegetação que ocorre na RMSP – floresta ombrófila densa (floresta tropical pluvial), com espécies da floresta estacional semidecidual (floresta tropical subcaducifólia) e da savana florestada (cerradão) –, para áreas antrópicas e, especificamente, urbanas. Elas distribuem-se por vários estados do país e pelo mundo – cosmopolitas, subcosmopolitas, além de pantropicais, neotropicais ou afroamericanas, também alcançando outras regiões; no continente americano e na Ásia, nas regiões temperadas e subtropicais dos hemisférios norte e sul, no hemisfério norte e na região netotropical, na América tropical e subtropical –, ou ocorrem apenas na América do Sul (quatro espécies) e no Brasil (*Fissidens pellucidus* var. *asterodontius*, *Physcomitrium umbonatum*, *Pterogoniopsis paulista*), segundo a literatura indicada para o estudo das briófitas tropicais (Frahm, 2003b), bancos de dados (JBRJ, s. d.; The Plant List, s. d.; Tropicos, s. d.) e outras fontes (Crum & Anderson, 1981; Aragaki & Mantovani, 1998; Buck, 1998; Liu *et al.*, 2007;

Peralta & Yano, 2008; Santos *et al.*, 2011; IBGE, 2012; Bordin & Yano, 2013; Visnadi, 2013a, 2015b, 2018; Dias *et al.*, 2018). Briófitas com ampla distribuição geográfica também caracterizam fragmentos de vegetação urbana, na Bahia, em Minas Gerais, no Rio de Janeiro e em São Paulo (Molinari & Costa, 2001; Visnadi, 2015b, 2018; Souza *et al.*, 2016; Peñaloza-Bojacá *et al.*, 2017).

Áreas verdes fragmentadas representam, geralmente, uma amostra parcial da antiga biota da região (Bennett & Saunders, 2011). Contudo, briófitas ocorrentes em cidades – não exclusivas desses ambientes e com ampla distribuição geográfica – não estão adaptadas aos ambientes urbanos, mas apenas toleram a urbanização (Carmo *et al.*, 2015). *Eurhynchium pulchellum* é citação nova para o Brasil (Apêndice; JBRJ, s. d.; The Plant List, s. d.), estando ameaçada, na categoria em perigo (*endangered* – EN) (IUCN, s. d.; Mamede *et al.*, 2007), mas a espécie ocorre em vários tipos de substratos naturais, de *habitats* úmidos a mais secos, na América do Norte, no Caribe e no norte da América do Sul, na Europa, na Ásia e no norte da África (Crum & Anderson, 1981; Buck, 1998). O material apresenta as características, relacionadas em Crum & Anderson (1981) e Buck (1998), de plantas relativamente pequenas e delicadas, brilhantes, verde-amareladas, com ramos aplanados a teretes; costa única e percurrente, terminando cerca de dois-terços do comprimento do filídio; células alares pouco diferenciadas, sendo as marginais mais estreitas do que aquelas próximas da costa; filídios diferenciados, sendo laxos, eretos a escurados, ovado-lanceolados, com margem inteira a serrulada e bordada por células de paredes delgadas, ápice acuminado, costa delgada, no caulídio e dispostos mais densamente, patentes a escurados, lanceolados a oblongo-lanceolados, com margem serrulada a serreada e bordada por células de paredes mais espessas, ápice agudo a curto-acuminado, costa conspícua e espinhosa na extremidade distal, nos ramos.

Metzgeria hegewardii ocorre na Bahia, no Rio Grande do Sul (Vilas Bôas-Bastos *et al.*, 2017; JBRJ, s. d.) e na capital paulista (Visnadi, 2018), sendo mais comum nas áreas com

bosque heterogêneo (4,1% das amostras) do que nas áreas onde predominam as edificações (1,3% das amostras) do parque Ibirapuera (Figura 3, Apêndice), encontrando-se ameaçada no estado paulista, na categoria vulnerável (*vulnerable* – VU; IUCN, s. d.; Mamede *et al.*, 2007).

O material apresenta os caracteres da espécie (Kuwahara, 1981, 1986; JBRJ, s. d.), alguns não registrados em Visnadi (2018), como gametófito ocasionalmente verde-claro, talo subplano, sendo o masculino distintamente menor; rizoides retos, na superfície ventral da costa (densos), principalmente no talo feminino, raramente na margem (esparços) e ocasionalmente na superfície ventral da lâmina (densos); estrutura masculina globosa, sem rizoides, invólucro feminino obovado e hirsuto. A hepática é geralmente muito fértil e com gemas abundantes – planas, na superfície dorsal, mais frequentemente na parte apical do talo, sem rizoides, ou raramente com alguns rizoides retos e muito curtos na margem, principalmente nas plantas masculinas –, ou as gemas são ausentes. A disseminação vegetativa pode facilitar a dispersão no meio ambiente urbano fragmentado (Adler & Tanner, 2015), como as gemas – mais comuns em plantas masculinas –, que possibilitam a sobrevivência em ambientes perturbados (Glime, 2017).

As gemas são discoides (Kuwahara, 1981, 1986; JBRJ, s. d.), pequenas e aderentes ao talo, mas também de diversos tamanhos e relativamente maiores, elípticas, ovaladas ou de formas irregulares e ainda ramificadas, desprendendo-se facilmente da planta. Algumas gemas podem germinar e produzir mais gemas, enquanto ainda anexadas ao gametófito (Glime, 2017), ou desenvolver pequenas plântulas – em alguns representantes de *Metzgeria* –, antes de se desprenderem do talo (Michel, 2001). *Metzgeria hegewaldii* não possui gemas azuis (Kuwahara, 1981; JBRJ, s. d.), mas essa cor é comum na extremidade das gemas e do próprio talo, no material estudado. A cor azul nas gemas é conspícua em alguns materiais de herbário de certas espécies de *Metzgeria*, sendo frequentemente usada como característica específica; todavia, não se conhece os fatores que desenvolvem essa

cor, que aparece nos tecidos jovens e após a morte da planta, além dessa coloração ser afetada pelas condições de manutenção do material, após a coleta (Wigginton, 2004).

COLONIZAÇÃO DO SUBSTRATO, FORMA DE VIDA E GRUPO ECOLÓGICO

As briófitas preferem os substratos naturais, confirmando a importância das áreas verdes no parque Ibirapuera para a conservação da brioflora (Figura 5, Apêndice), que é também mais comum nos substratos naturais de outros parques urbanos paulistanos (Visnadi, 2015b, 2018).

Essas plantas são predominantemente corticícolas (Figura 6, Apêndice). As árvores urbanas alteram o meio ambiente – padrões de clima e fluxo de água – à sua volta, determinando quais outras plantas conseguem germinar e crescer, pois oferecem proteção contra o sol, moderando a temperatura e aumentando a umidade, além de reduzirem o vento (Adler & Tanner, 2015). Em florestas tropicais, briófitas corticícolas são comuns (Richards, 1984), estando a ocorrência delas relacionada às diferentes condições ambientais – temperatura, umidade e exposição à luz – ao longo do tronco e à diversidade de tipos de casca das árvores, quanto à rugosidade, à espessura e ao pH (Bates, 2009; Paiva *et al.*, 2015). Espécies corticícolas também predominam em outras áreas verdes urbanas especificamente de São Paulo (Visnadi, 2015b, 2018), de Mauá e de Ribeirão Pires, na RMSP (Mello *et al.*, 2011; Prudêncio *et al.*, 2015), e do estado paulista (Visnadi & Monteiro, 1990), além de outros estados, como Amapá, Pará, Bahia, Minas Gerais, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul (Lisboa & Ilkiu-Borges, 1995; Molinaro & Costa, 2001; Bordin & Yano, 2009; Gentil & Menezes, 2011; Machado & Luiz-Ponzo, 2011; Paiva *et al.*, 2015; Souza *et al.*, 2016; Peñaloza-Bojarcá *et al.*, 2017).

As briófitas são comuns em solo perturbado das florestas tropicais (Richards, 1984), mas, na área de estudo (Figura 6, Apêndice), o solo – raramente nu – é gramado, ou de terra batida, podendo apresentar pedriscos, serapilheira ou plantas herbáceas ornamentais, além de ser varrido para a limpeza da área, que é de

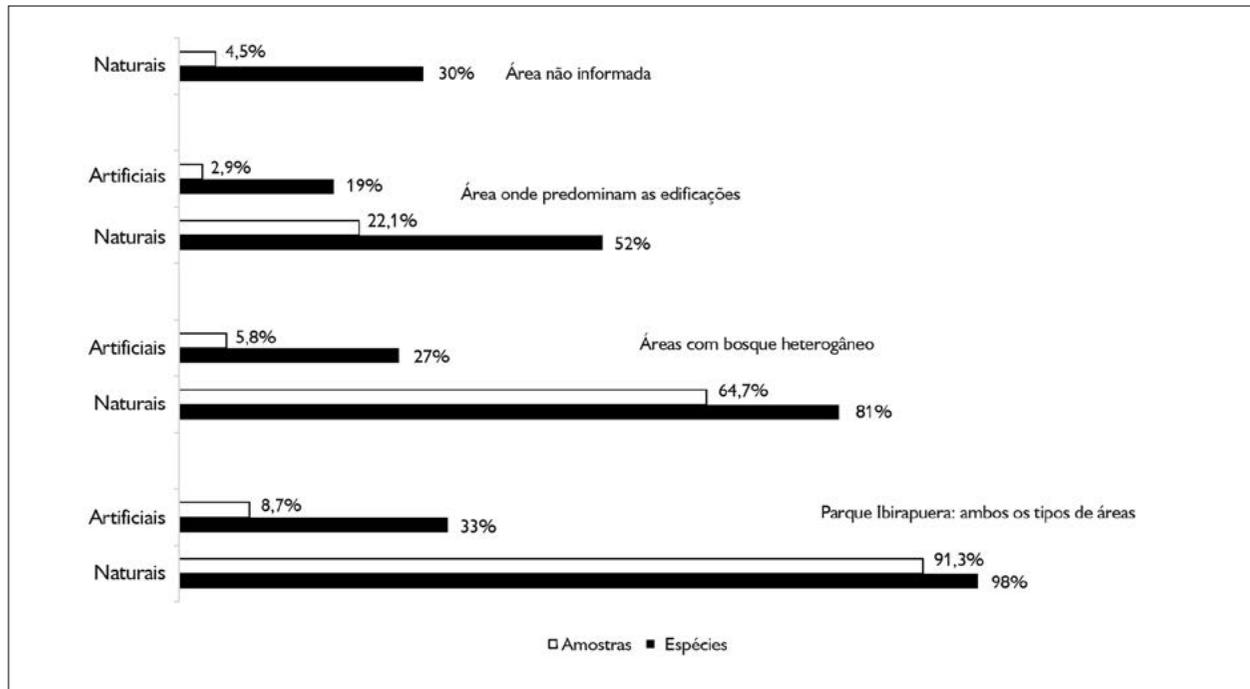


Figura 5. Percentagem de amostras e de espécies de briófitas ocorrentes nos substratos naturais e artificiais, para o parque Ibirapuera, para os dois tipos de áreas estudadas e ainda naqueles substratos sem informação quanto à área específica de coleta no parque.

acesso livre à população. As briófitas dependem da baixa temperatura para se estabelecerem (Hallingbäck & Tan, 2010) e o resfriamento em gramados se restringe ao espaço imediatamente acima da grama; o pisoteio reduz a riqueza das espécies de plantas (Adler & Tanner, 2015) e a cobertura de briófitas, sendo menos resistente a pisadas do que um gramado bem tratado (Schenk, 1997). O parque Ibirapuera é muito visitado (Marchesi, 2014), recebendo cerca de 150 mil pessoas por final de semana (O Estado de São Paulo, 2014).

Epíxilas são mais comuns do que saxícolas, mas todas também ocorrem em outros tipos de substratos; tocos de árvores estão mais disponíveis às briófitas nas áreas com bosque heterogêneo, e rochas estão mais à disposição nas áreas onde predominam as edificações, delimitando canteiros (Figura 6, Apêndice). Briófitas saxícolas são mais raras em outros parques paulistanos (Visnadi, 2015b, 2018), sendo mais incomuns – até mesmo em situações de extrema umidade – do que as epíxilas em florestas

tropicais, onde essas briófitas também ocorrem em outros tipos de substratos (Richards, 1984).

Epífilas predominam em *habitats* sombreados, com alta umidade (Richards, 1984), nos estratos inferiores das florestas tropicais úmidas (Kersten & Waechter, 2011); são muito sensíveis às perturbações ambientais (Gradstein *et al.*, 2001) e à fragmentação da vegetação (Alvarenga & Pôrto, 2007), não ocorrendo no parque Ibirapuera (Figura 6, Apêndice). Ausência de epífilas já foi relacionada à perturbação ambiental, em outros fragmentos de vegetação urbana, no Amapá, em Minas Gerais (Gentil & Menezes, 2011; Paiva *et al.*, 2015) e na cidade de São Paulo (Visnadi, 2018).

As atividades antrópicas ampliam a ocorrência das briófitas em variados tipos de substratos (Schofield, 1985), como o concreto, que é o substrato artificial preferido pela brioflora, onde se restringe *Brachythecium ruderale*, por exemplo (Figura 6, Apêndice). Concreto possui rica brioflora (Fudali, 2001), sendo o substrato preferido

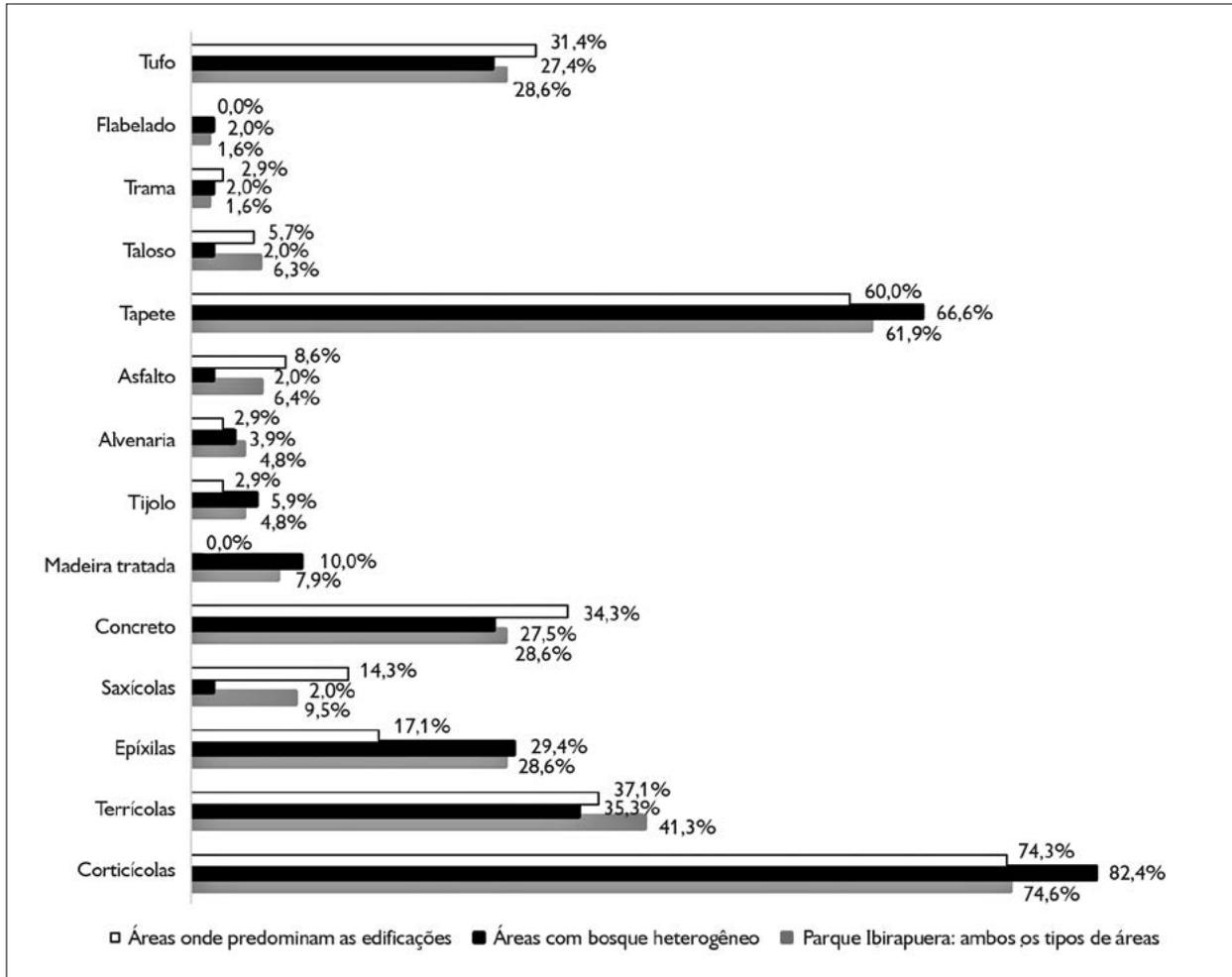


Figura 6. Porcentagem de espécies de briófitas para tipos de substratos e formas de vida no parque Ibirapuera e nos dois tipos de áreas estudadas.

pelas briófitas nos ambientes mais abertos e perturbados (Jukoniené, 2008) em outros parques urbanos paulistanos (Visnadi, 2018).

Madeira tratada – como cerca ou embutida no solo, para delimitar canteiros, caminhos ou áreas maiores – é mais disponível às briófitas do que tijolo, alvenaria e asfalto (Figura 6, Apêndice), inclusive em outros parques urbanos paulistanos (Visnadi, 2018). O primeiro tipo de substrato é muito semelhante aos caules e troncos, onde as briófitas são comuns. Todavia, a superfície impermeável das áreas urbanas – edificações e pavimentação – armazena energia

térmica, que eleva a temperatura e piora a qualidade do ar, através da intensificação do efeito da ilha de calor urbano (Steinbaum & Massambani, 2011; Jacobi, 2013), favorecendo o escoamento rápido de água, com poluentes e nutrientes, e reduzindo a absorção pelo solo depois das tempestades; a vegetação desacelera o movimento da água, mas sofre com a pouca disponibilidade desse recurso, quando próxima de superfícies impermeáveis; além disso, as paredes acomodam algumas briófitas, mas são inóspitas – duras e impermeáveis –, mais claras e quentes do que os *habitats* circunvizinhos (Adler & Tanner, 2015).

As briófitas são mais frequentes em asfalto com pouco trânsito, como no Viveiro Manequinho Lopes (áreas onde predominam as edificações), em comparação com a quadra esportiva com minicliclovia (áreas com bosque heterogêneo) (Figura 6, Apêndice). Todavia, uma das causas da perda das espécies vegetais é o aumento das áreas pavimentadas, que ainda podem deixar a água que escoar bem aquecida, quando escuras (Adler & Tanner, 2015). O Plano Diretor Estratégico – sobre a expansão e o desenvolvimento para a cidade de São Paulo – destaca a implementação de medidas para conter e reverter o processo de impermeabilização do solo urbano (Branco, 2011).

As espécies de briófitas caracterizam ambientes em regeneração (Peralta & Yano, 2008), pois foram registradas para variados substratos, embora nenhuma delas colonize todos os nove tipos encontrados no parque Ibirapuera (Figura 6). A maioria das 15 espécies (23,8%) – coletadas em três a sete tipos de substratos – ocorre nos substratos naturais, artificiais e em todo o parque; *Vitalia galipensis* cresce em vários tipos de substratos no PEFI (Visnadi, 2015b) e *Hyophila involuta* – com grande adaptação às condições adversas (Lisboa & Ilkiu-Borges, 1995) – é frequente em substratos artificiais introduzidos (Carmo *et al.*, 2015; Silva, A. M. *et al.*, 2018). Por outro lado, as briófitas registradas para um e dois tipos de substratos (43 espécies 68,3%) restringem-se – em sua maioria – a determinadas áreas e predominam nos substratos naturais. Para cinco espécies (7,9%), não se conhece as áreas onde foram coletadas (Apêndice). A brioflora predomina em vários tipos de substratos, nos fragmentos de vegetação urbana, em Minas Gerais (Paiva *et al.*, 2015) e na capital paulista (Visnadi, 2015b, 2018), onde também caracteriza ambientes em regeneração.

As formas de vida tapete, talosa, trama e flabelado estão mais relacionadas a ambientes úmidos, e tufo, a ambientes mais secos (Santos & Costa, 2008; Santos *et al.*, 2011; Glime, 2017). Tapete e tufo predominam na brioflora de outros parques (Visnadi, 2015b, 2018) e na área de estudo; todavia, tapete já foi relacionada a *habitat* com dessecação

ocasional; tufo e taloso – também registradas para *habitats* mais abertos, secos e perturbados – são comuns nas áreas onde predominam as edificações, mas trama e flabelado – típicas de briófitas em florestas de montanha – são menos frequentes na área de estudo (Figura 6, Apêndice; Frahm, 2003c; Vanderpoorten & Goffinet, 2009).

Entre as cinco espécies não mais encontradas no parque, *Cyclodictyon albicans* é típica de sombra e as outras quatro são generalistas (Schuster, 1992; Gradstein & Costa, 2003; Visnadi, 2013a, 2013b, 2015a, 2015b; Batista *et al.*, 2018). Entre as demais 58 espécies, *Brachythecium ruderales*, *Syrrophodon parasiticus*, *Acanthocoleus aberrans*, *Frullania kunzei*, conhecidas como típicas de sol, e *Fissidens submarginatus*, *Lunularia cruciata*, *Plagiochila corrugata*, listadas como típicas de sombra (Silva, J. & Germano, 2013; Valente *et al.*, 2013; Visnadi, 2015b, 2018; Batista *et al.*, 2018), na área de estudo, são generalistas. Portanto, a brioflora estudada possui 62 espécies generalistas e uma típica de sombra (Apêndice). Briófitas generalistas predominam em locais fragmentados e perturbados, sendo menos afetadas pela modificação do *habitat* (Alvarenga & Pôrto, 2007; Alvarenga *et al.*, 2010). O ecossistema urbano apresenta processos de transformação acelerados, perturbações irregulares e localizadas, *habitats* novos e vizinhos e, por essa razão, favorece as espécies generalistas; além disso, espécies que conseguem sobreviver em ambientes diferentes tornam-se mais generalistas, se antes eram especialistas (Adler & Tanner, 2015). O crescimento de briófitas com maior amplitude ecológica – em relação à luz e à umidade – é favorecido pela estrutura mais aberta das florestas secundárias (Frahm, 2003d). Briófitas urbanas são principalmente generalistas (Carmo *et al.*, 2015), inclusive em outros parques paulistanos (Visnadi, 2015b, 2018).

COMPARAÇÃO COM OUTROS FRAGMENTOS DE VEGETAÇÃO URBANA

A similaridade da brioflora entre áreas distintas tem sido relacionada à distância geográfica, ao domínio climático e

ao tipo de vegetação, sem considerar – nessa comparação – a área de estudo, os métodos e o esforço de coleta em cada localidade (Bordin & Yano, 2009; Mello *et al.*, 2011; Carmo *et al.*, 2015).

Portanto, 52 (82%) espécies listadas foram também registradas para o PEFI (266 espécies de briófitas, em 493,21 ha), com áreas antrópicas arborizadas e florestas secundárias, e 37 (59%) foram listadas para outros parques urbanos paulistanos (69 espécies de briófitas, em 19,34 ha), onde predomina bosque heterogêneo (Apêndice; Visnadi, 2015b, 2018). A flora das cidades reflete as consequências da urbanização, como perturbações, fragmentação e a qualidade dos *habitats* (Adler & Tanner, 2015). O risco de extinção local das espécies também aumenta quando os fragmentos de vegetação – espalhados pela área urbana da RMSP – ficam cada vez menores, mais isolados e sem conexão com outras áreas verdes da metrópole (Catharino & Aragaki, 2008; Malagoli *et al.*, 2008). Além disso, brioflora empobrecida também caracteriza *habitats* modificados, quando comparados à floresta natural (Pôrto *et al.*, 2004; Gradstein & Sporn, 2010; Visnadi, 2013a).

Apenas 12 espécies (19%) ocorrem em áreas verdes urbanas de outros municípios da RMSP (Mello *et al.*, 2011; Prudêncio *et al.*, 2015) e 18 (29%), em áreas verdes urbanas de outras localidades paulistas (Visnadi & Monteiro, 1990; Mello *et al.*, 2001); por outro lado, 49 espécies (78%, Apêndice) são comuns entre o parque Ibirapuera e áreas verdes urbanas da região Sudeste, no estado do Rio de Janeiro (Molinari & Costa, 2001) e em Minas Gerais (Machado & Luiz-Ponzo, 2011; Lima & Rocha, 2015; Paiva *et al.*, 2015; Silva, A. L. & Rocha, 2015; Peñaloza-Bojacá *et al.*, 2017), sob domínio dos biomas Mata Atlântica e Cerrado.

Todavia, 29 espécies listadas (46%) ocorrem também em Caxias do Sul, no Rio Grande do Sul (bioma Mata Atlântica), estado com brioflora diversificada, tendo Caxias do Sul a maior riqueza em espécies de briófitas; o último município possui floresta ombrófila mista, floresta estacional decidual e savana gramíneo-lenhosa; São Paulo

possui floresta ombrófila densa, com espécies da floresta estacional semidecidual e da savana florestada (Aragaki & Mantovani, 1998; Bordin & Yano, 2009; IBGE, 2012). Por outro lado, apenas 16 espécies (25%) ocorrem em áreas verdes urbanas na região Norte (Vital & Visnadi, 1994; Lisboa & Ilkiu-Borges, 1995; Gentil & Menezes, 2011 – bioma Amazônia) e somente 14 (22%, Apêndice) são comuns a esses mesmos tipos de áreas na região Nordeste (Bastos & Yano, 1993; Souza *et al.*, 2016; Silva, A. M. *et al.*, 2018, biomas Mata Atlântica e Cerrado).

CONSERVAÇÃO

Áreas com espécies ameaçadas de extinção ou endêmicas são especialmente prioritárias para a conservação da biodiversidade, em São Paulo (Branco, 2011), a exemplo da área de estudo, com briófitas ameaçadas de extinção (*Eurhynchium pulchellum* e *Metzgeria hegewaldii*) e endêmicas do Brasil (*Fissidens pellucidus* var. *asterodontius* e *Pterogoniopsis paulista*), sendo uma delas (*Physcomitrium umbonatum*) não mais encontrada no parque Ibirapuera (Apêndice; IUCN, s. d.; JBRJ, s. d.; The Plant List, s. d.; Crum & Anderson, 1981; Buck, 1998; Mamede *et al.*, 2007; Bordin & Yano, 2013; Visnadi, 2018). Espécies ameaçadas de extinção são também as mais vulneráveis às pressões e aos impactos relacionados à mudança do clima (Oliveira, R. & Alves, 2014).

A fragmentação e a perda de *habitat* na capital paulista podem levar ao declínio de populações dos fragmentos de vegetação, que ficam isoladas, sem conectividade (Branco, 2011). Corredores ecológicos e ruas arborizadas ligam remanescentes florestais e unidades de conservação, possibilitando o movimento da biota e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam áreas maiores para sobreviver (Lovejoy, 2011; Silva, A. N. *et al.*, 2014; Adler & Tanner, 2015). Entre o parque Ibirapuera e outras áreas públicas, já foi proposto um grande corredor verde, estruturado por calçadas ecológicas, percorrendo alguns distritos e trecho da várzea do rio Pinheiros, com bairros-jardins e

praças, a fim de melhorar a qualidade ambiental urbana e auxiliar na conservação e no aumento da biodiversidade da cidade de São Paulo (Takiya, 2002; Franco, 2010). A extensão da interferência humana no planeta indica que é necessário integrar os esforços de conservação com as atividades antrópicas (Koh & Gardner, 2011). Além disso, a proteção e a conexão de fragmentos remanescentes, além da ampliação das áreas verdes, são prioritárias para a conservação da biodiversidade no município de São Paulo (Malagoli *et al.*, 2008; Steinbaum & Massambani, 2011). Sérgio *et al.* (2016) também sugerem a criação de novas áreas verdes, para incrementar a biodiversidade urbana, na região metropolitana de Lisboa.

A Mata Atlântica é mais rica em espécies de briófitas, entre os biomas brasileiros (Costa & Peralta, 2015), além de importante para a riqueza da brioflora em ambientes urbanos (Carmo *et al.*, 2015). Bosques heterogêneos são fundamentais para a recuperação da Mata Atlântica na cidade de São Paulo, pois contribuem para a implantação de espécies de sombra e de sub-bosque arbustivo-arbóreo; no caso do parque Ibirapuera, a importância do seu bosque para a recuperação da Mata Atlântica – tendo a função de corredor ecológico – visa ao estabelecimento de espécies epífitas (Martins *et al.*, 2017). Confirmando essa informação, a brioflora é mais rica em outros parques urbanos paulistanos (69 espécies, em 19,34 ha) do que no parque Ibirapuera (63 espécies, em 158,4 ha); o parque Eucaliptos possui 43 espécies, em área de apenas 1,54 ha (Visnadi, 2018); no entanto, ambientes urbanos maiores deveriam possuir mais espécies, pois apresentam grandes espaços para que várias delas se acumulem (Adler & Tanner, 2015). Por outro lado, em Alagoas, fragmentos florestais com mais de 300 ha são importantes para a conservação da brioflora considerada rica, com 63 espécies (Alvarenga *et al.*, 2010).

Parques se convertem em ilhas de *habitat*, pelo aumento da construção civil no entorno (Adler & Tanner, 2015). O índice de cobertura vegetal (ICV) da região onde se situa o parque Ibirapuera é baixo (ICV = 11,9 m² de verde

por habitante), sendo prioritário o plantio de árvores, a fim de se aumentar 3,5 vezes o ICV, uniformizando a arborização para o mais próximo possível de uma árvore por habitante (Buckeridge, 2015). A região apresenta até 20% de vegetação restrita a fragmentos muito pequenos e com alto grau de isolamento, baixo potencial para manutenção da sua biodiversidade e alto risco de extinção local de espécies (Martins *et al.*, 2017). A fragmentação e a perda de *habitat* são as principais causas da diminuição global de populações e espécies (Bennett & Saunders, 2011; Oliveira, J. *et al.*, 2011), além do isolamento do fragmento afetar as comunidades de briófitas (Alvarenga & Pôrto, 2007). A riqueza de espécies também tende a ser reduzida em áreas com extrema urbanização (McKinney, 2008). Todavia, parques com brioflora mais rica se situam em bairros mais densamente arborizados, que possuem temperaturas mais amenas (Visnadi, 2018).

Por outro lado, áreas altamente urbanizadas – no município de São Paulo, por exemplo – possuem relevância para a qualidade de vida da população (Martins *et al.*, 2017). O conhecimento da biodiversidade também valoriza a conservação dos *habitats* nessas paisagens modificadas pelo homem, embora as regiões urbanas representem o pior cenário no manejo do ecossistema (Koh & Gardner, 2011). A preocupação com a deterioração dos ecossistemas, dos quais depende o bem-estar da humanidade, foi incluída na Agenda 21, que defende a integração entre meio ambiente e desenvolvimento na tomada de decisões, no combate ao desflorestamento e na conservação da diversidade biológica (Sabbagh, 2014). Além disso, o acompanhamento do estado quanto à qualidade ambiental incorpora os princípios da Política Nacional de Meio Ambiente (Brasil, 1981).

Portanto, os resultados obtidos comprovam a importância da proteção dos fragmentos florestais e da recuperação dos corredores de biodiversidade, evitando e reduzindo o desmatamento, além do incremento da arborização pública, aumentando a cobertura vegetal das áreas urbanas e a biodiversidade (Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo, 2009; Câmara Municipal, 2009;

Branco, 2011; Barros *et al.*, 2013; Oliveira, R. & Alves, 2014; Candido *et al.*, 2016; Martins *et al.*, 2017). A conservação e o manejo sustentável dos ecossistemas, além da inclusão dos valores da biodiversidade nas estratégias do desenvolvimento – políticas públicas –, fazem parte das ações que visam à implementação, no Brasil, dos objetivos de desenvolvimento sustentável, da plataforma Agenda 2030 (PNUD & IPEA, 2015b).

CONCLUSÃO

A brioflora é pobre em espécies no parque Ibirapuera.

Neste parque, ainda assim, muitas espécies se restringem a determinadas áreas, onde várias delas ocorrem em locais únicos. Essa distribuição restrita evidencia a existência de *habitats* variados para a brioflora, mas também maiores riscos de extinção local de briófitas. Vale a pena ressaltar que cinco espécies – registradas anteriormente para o parque – não foram mais encontradas, sendo uma delas endêmica do Brasil (*Physcomitrium umbonatum*).

A maior riqueza da brioflora nas áreas com bosque heterogêneo, em relação às áreas onde predominam as edificações, comprova que as primeiras áreas servem como refúgio para várias espécies de briófitas no parque Ibirapuera. Esses resultados demonstram a importância que a arborização tem para a conservação da brioflora do parque, a qual – agora conhecida – pode contribuir para o monitoramento da qualidade ambiental do local.

A flora de briófitas destaca-se por apresentar uma variedade (*Fissidens pellucidus* var. *asterodontius*) e uma espécie (*Pterogoniopsis paulista*) endêmicas do Brasil, além de espécies ameaçadas de extinção no estado paulista (*Metzgeria hegewaldii*) e no país (*Eurhynchium pulchellum*), sendo a última citada pela primeira vez para o Brasil.

AGRADECIMENTOS

A E. L. M. Catharino, pelo auxílio na abordagem do tema, E. P. C. Gomes, pela colaboração na análise e ilustração dos dados, durante o curso “Planejamento e análises

quantitativas em estudos de biodiversidade”, E. J. N. Silva e K. Mazzei, pela ajuda na elaboração das figuras (funcionários do Instituto de Botânica); a H. Guiaro e V. L. Soares, pela acolhida (funcionários do parque Ibirapuera); à Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente (SVMA), prefeitura do município de São Paulo, pela autorização da coleta do material botânico no local (projeto de pesquisa “Flora de briófitas de parques da cidade de São Paulo – 1”, processo 2015-0.285.147-0), então sob administração do Departamento de Parques e Áreas Verdes (DEPAVE).

REFERÊNCIAS

ADLER, F. & C. J. TANNER, 2015. **Ecosistemas urbanos**: princípios ecológicos para o ambiente construído: 1-384. Oficina de Textos, São Paulo.

ALLEN, B. H., 2002. **Moss flora of Central America**. Part 2. Encalyptaceae-Orthotrichaceae: 1-699. University of Chicago Press (Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden, 90), Chicago.

ALVARENGA, L. D. P. & K. C. PÔRTO, 2007. Patch size and isolation effects on epiphytic and epiphyllous bryophytes in the fragmented Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation** 134(3): 415-427. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.031>.

ALVARENGA, L. D. P., K. C. PÔRTO & J. R. P. M. OLIVEIRA, 2010. Habitat loss effects on spatial distribution of non-vascular epiphytes in a Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation** 19(3): 619-635. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9723-2>.

ANDRADE, L. A. Z., J. M. FELFILI & L. VIOLATTI, 2002. Fitossociologia de uma área de cerrado denso na RECOR-IBGE, Brasília-DF. **Acta Botanica Brasílica** 16(2): 225-240. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062002000200009>.

ARAGAKI, S. & W. MANTOVANI, 1998. Caracterização do clima e da vegetação de remanescente florestal no planalto paulistano (SP). **Anais do Simpósio de Ecosistemas Brasileiros** 4(2): 25-36.

ASSEMBLEIA LEGISLATIVA DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2009. Lei nº 13.798, de 9 de novembro de 2009. Institui a Política Estadual de Mudanças Climáticas - PEMC. **Diário Oficial** Seção I, 119(209): 1, 3-4.

BARROS, E. C., A. C. PALÁCIOS & J. R. LOPES, 2013. **Programa Município VerdeAzul**: da teoria à prática: 1-152. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo/Coordenadoria de Planejamento Ambiental, São Paulo.

BASTOS, C. J. P. & O. YANO, 1993. Musgos da zona urbana de Salvador, Bahia, Brasil. **Hoehnea** 20(1-2): 23-33.



- BATES, J. W., 2009. Mineral nutrition and substratum ecology. In: B. GOFFINET & A. J. SHAW (Ed.): **Bryophyte biology**: 2. ed.: 299-356. Cambridge University Press, New York.
- BATISTA, W. V. S. M., K. C. PÔRTO & N. D. SANTOS, 2018. Distribution, ecology, and reproduction of bryophytes in a humid enclave in the semiarid region of northeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica** 32(2): 303-313. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062017abb0339>.
- BENNETT, A. F. & D. A. SAUNDERS, 2011. Habitat fragmentation and landscape change. In: N. S. SODHI & P. R. EHRLICH (Ed.): **Conservation biology for all**: 88-106. Oxford University Press Inc., New York.
- BORDIN, J. & O. YANO, 2009. Briófitas do Centro Urbano de Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. **Hoehnea** 36(1): 7-71. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S2236-89062009000100001>.
- BORDIN, J. & O. YANO, 2013. Fissidentaceae (Bryophyta) do Brasil. **Boletim do Instituto de Botânica** 22: 1-169.
- BRANCALION, P. H. S., R. A. G. VIANI, R. R. RODRIGUES & R. G. CÉSAR, 2012. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais** 7(3): 219-234.
- BRANCO, A. M. (Coord.), 2011. **Ações pela biodiversidade da cidade de São Paulo**: protegendo e preservando a biodiversidade paulistana: 1-62. Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente, São Paulo.
- BRASIL, 1981. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 2 de setembro de 1981.
- BRAZOLIN, S., 2012. Floresta urbana: um desafio para as cidades (palestra). In: CRBio-01 lança o seu concurso ambiental na Câmara Municipal de São Paulo. **O Biólogo** 6(22): 13.
- BUCK, W. R. & D. M. VITAL, 1992. *Paranapiacabaea paulista*, a new genus and species of Sematophyllaceae from southeastern Brazil. **Brittonia** 44(3): 339-343. DOI: <https://doi.org/10.2307/2806937>.
- BUCK, W. R., 1994. A synopsis of the American species of *Donnellia* (Sematophyllaceae). **Hikobia** 11: 377-385.
- BUCK, W. R., 1998. **Pleurocarpus mosses of the West Indies**: 1-400. NYBG (Memoirs of the New York Botanical Garden, 82), New York.
- BUCKERIDGE, M., 2015. Árvores urbanas em São Paulo: planejamento, economia e água. **Estudos Avançados** 29(84): 85-101. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142015000200006>.
- CÂMARA MUNICIPAL, 2009. Lei nº 14.933, de 5 de junho de 2009. Institui a Política de Mudança do Clima no Município de São Paulo. **Diário Oficial da Cidade de São Paulo** 54(105): 1, 3.
- CANDIDO, A. B., A. C. PALÁCIOS, C. M. A. AZEVEDO, E. C. BARROS, M. A. GOMES, N. G. B. LIMA, N. N. GONSALVEZ, P. F. CAPUANO, S. A. WATANABE, T. C. M. FERREIRA, C. J. FERREIRA, M. J. BROLLO & S. A. A. NOGUEIRA, 2016. **Relatório de qualidade ambiental, RQA 2016**: 1-300. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo/Coordenadoria de Planejamento Ambiental, São Paulo.
- CARMO, D. M., E. C. GASPARINO & D. F. PERALTA, 2015. Análise comparativa de briófitas urbanas da região noroeste do estado de São Paulo com demais trabalhos em diferentes fitofisionomias brasileiras. **Pesquisas, Botânica** (67): 255-272.
- CATHARINO, E. L. M. & S. ARAGAKI, 2008. A vegetação do município de São Paulo: de Piratininga à metrópole paulistana. In: L. R. MALAGOLI, F. B. BAJESTEIRO & M. WHATELY (Org.): **Além do concreto**: contribuições para a proteção da biodiversidade paulistana: 56-91. Instituto Socioambiental, São Paulo.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB), 2018. **Qualidade do ar no estado de São Paulo**: 1-198. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (Série Relatórios), São Paulo. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/wp-content/uploads/sites/28/2019/07/Relat%C3%B3rio-de-Qualidade-do-Ar-2018.pdf>. Acesso em: 8 maio 2019.
- COSTA, D. P. & D. F. PERALTA, 2015. Bryophytes diversity in Brazil. **Rodriguésia** 66(4): 1063-1071. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201566409>.
- CRANDALL-STOTLER, B., R. E. STOTLER & D. G. LONG, 2009. Morphology and classification of the Marchantiophyta. In: B. GOFFINET & A. J. SHAW (Ed.): **Bryophyte biology**: 2. ed.: 1-54. Cambridge University Press, New York.
- CRUM, H. A. & L. E. ANDERSON, 1981. **Mosses of Eastern North America**: 1-1328. Columbia University Press, New York.
- DIAS, M. S., D. F. PERALTA & S. J. SILVA NETO, 2018. Taxonomic treatment of the Funariaceae from Brazil. **Phytotaxa** 357(2): 77-93. DOI: <http://dx.doi.org/10.11646/phytotaxa.357.2.1>.
- DITTRICH, S., C. LEUSCHNER & M. HAUCK, 2016. Change in the bryophyte diversity and species composition of Central European temperate broadleaved forests since the late nineteenth century. **Biodiversity and Conservation** 25(11): 2071-2091. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1179-6>.
- FARRAR, D. R., 1998. The tropical flora of rockhouse cliff formations in the eastern United States. **The Journal of the Torrey Botanical Society** 125(2): 91-108. DOI: <http://dx.doi.org/10.2307/2997297>.
- FLORA OF NORTH AMERICA EDITORIAL COMMITTEE, 2007. **Flora of North America**: 1-713. Oxford University Press (Bryophytes: Mosses: v. 27, Bryophyta, part 1), New York.
- FLORSCHÜTZ, P. A., 1964. **The mosses of Suriname**: part 1: 1-271. E.J. Brill (v. 6), Leiden.

- FLORSCHÜTZ-DE WAARD, J., 1996. Sematophyllaceae. In: A. R. A. GÖRTS-VAN RIJN (Ed.): **Flora of the Guianas**: 384-438. Royal Botanic Gardens (Series C: Bryophytes, Fascicle 1. Musci III), Kew.
- FRAHM, J.-P., 2003a. Research needs and priorities. In: J.-P. FRAHM (Ed.): **Manual of tropical bryology. Tropical Bryology** (23): 195.
- FRAHM, J.-P., 2003b. Appendix. In: J.-P. FRAHM (Ed.): **Manual of tropical bryology. Tropical Bryology** 23: 95-173.
- FRAHM, J.-P., 2003c. Morphological adaptations. In: J.-P. FRAHM (Ed.): **Manual of tropical bryology. Tropical Bryology** 23: 29-38.
- FRAHM, J.-P., 2003d. Ecology of tropical bryophytes. In: J.-P. FRAHM (Ed.): **Manual of tropical bryology. Tropical Bryology** 23: 39-57.
- FRANCO, M. A. R., 2010. Infraestrutura verde em São Paulo: o caso do corredor verde Ibirapuera-Villa Lobos. **Labverde** 1: 135-154. DOI: <https://doi.org/10.11606/issn.2179-2275.v0i1p135-154>.
- FUDALI, E., 2001. The ecological structure of the bryoflora of Wrocław's parks and cemeteries in relation to their localization and origin. **Acta Societatis Botanicorum Poloniae** 70(3): 229-235.
- GAGLIOTI, A. L. & R. J. F. GARCIA, 2015. Gimnospermas no Parque Ibirapuera, São Paulo, SP, Brasil. **Hoehnea** 42(1): 93-108. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-01/2014>.
- GENTIL, K. C. S. & C. R. MENEZES, 2011. Levantamento de briófitas bioindicadoras de perturbação ambiental do campus Marco Zero do Equador da UNIFAP. **Biota Amazônia** 1(1): 63-73. DOI: <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v1n1p63-73>.
- GERMANO, S. R., J. B. SILVA & D. F. PERALTA, 2016. Paraíba State, Brazil: a hotspot of bryophytes. **Phytotaxa** 258(3): 251-278. DOI: <http://dx.doi.org/10.11646/phytotaxa.258.3.2>.
- GIGNAC, L. D., 2011. Bryophytes as predictors of climate change. In: Z. TUBA, N. G. SLACK & L. R. STARK (Ed.): **Bryophyte ecology and climate change**: 461-482. Cambridge University Press, New York.
- GLIME, J. M., 2007. Economic and ethnic uses of bryophytes. In: FLORA OF NORTH AMERICA EDITORIAL COMMITTEE. **Flora of North America**: 14-41. Oxford University Press (Bryophytes: Mosses: v. 27, Bryophyta, part 1), New York.
- GLIME, J. M., 2017. **Bryophyte ecology**: v. 1. Michigan Technological University and the International Association of Bryologists, Michigan. Disponível em: <http://digitalcommons.mtu.edu/bryophyte-ecology/>. Acesso em: 8 maio 2019.
- GOFFINET, B., W. R. BUCK & A. J. SHAW, 2009. Morphology, anatomy, and classification of the Bryophyta. In: B. GOFFINET & A. J. SHAW (Ed.): **Bryophyte biology**: 2. ed.: 55-138. Cambridge University Press, New York.
- GOOGLE MAPS/GOOGLE EARTH, [s. d.]. Disponível em: <https://www.google.com.br/maps/>. Acesso em: 28 maio 2019.
- GRADSTEIN, S. R., 1994. Lejeuneaceae: Ptychantheae, Brachilolejeuneae. **Flora Neotropica** 62: 1-216.
- GRADSTEIN, S. R., S. T. CHURCHILL & N. SALAZAR-ALLEN, 2001. **Guide to the bryophytes of Tropical America**: 1-577. NYBG Press (Memoirs of the New York Botanical Garden, 86), New York.
- GRADSTEIN, S. R. & D. P. COSTA, 2003. **The Hepaticae and Anthocerotae of Brazil**: 1-318. NYBG Press (Memoirs of the New York Botanical Garden, 87), New York.
- GRADSTEIN, S. R. & A. L. ILKIU-BORGES, 2009. Guide of the plants of Central French Guiana. Part 4. Liverwort and Hornworts. **Memoirs of the New York Botanical Garden** 76(4): 1-140.
- GRADSTEIN, S. R. & S. G. SPORN, 2009. Impact of forest conversion and climate change on bryophytes in the tropics. **Berichten der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft** 21: 128-141.
- GRADSTEIN, S. R. & S. G. SPORN, 2010. Land-use change and epiphytic bryophyte diversity in the Tropics. **Nova Hedwigia** 138: 311-323.
- GUARATINI, M. T. G., 2010. Como conhecer a biodiversidade. In: V. L. R. BONONI (Coord.): **Biodiversidade**: 51-67. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo/Instituto de Botânica (Cadernos de Educação Ambiental, 4), São Paulo.
- HALLINGBÄCK, T. & N. HODGETTS, 2000. **Mosses, liverworts and hornworts**: status survey and conservation action plan for bryophytes: 1-106. IUCN/SSC Bryophyte Specialist Group, Cambridge.
- HALLINGBÄCK, T. & B. C. TAN, 2010. Past and present activities and future strategy of bryophyte conservation. **Phytotaxa** 9: 266-274. DOI: <http://dx.doi.org/10.11646/phytotaxa.9.1.15>.
- HAMMER, Ø., D. A. T. HARPER & P. D. RYAN, 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica** 4(1): 1-9. Disponível em: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm. Acesso em: 8 maio 2019.
- IBIRAPUERA: INVENTÁRIO DE FLORA 2018, [s. d.]. Disponível em: [https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/SITE%20SVM%202018%20PQ%20IBIRAPUERA\(2\).pdf](https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/SITE%20SVM%202018%20PQ%20IBIRAPUERA(2).pdf). Acesso em: 8 maio 2019.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE), 2012. **Manual técnico da vegetação brasileira**: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos: 1-271. IBGE (Série Manuais Técnicos em Geociências, 1), Rio de Janeiro.

- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES (IUCN), [s. d.]. **The IUCN red list of threatened species**. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 8 maio 2019.
- IRELAND, R. R. & W. R. BUCK, 1994. Stereophyllaceae. **Flora Neotropica** 65: 1-49.
- JACOBI, P. R., 2013. São Paulo metrópole insustentável – como superar esta realidade? **Cadernos Metrópole** 15(29): 219-239.
- JÁCOME, J., S. R. GRADSTEIN & M. KESSLER, 2011. Responses of epiphytic bryophyte communities to simulated climate change in the tropics. In: Z. TUBA, N. G. SLACK & L. R. STARK (Ed.): **Bryophyte ecology and climate change**: 191-207. Cambridge University Press, New York.
- JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO (JBRJ), [s. d.]. **Flora do Brasil 2020 em construção**. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>. Acesso em: 8 maio 2019.
- JUKONIENÉ, I., 2008. The impact of anthropogenic habitat on rare bryophyte species in Lithuania. **Folia Cryptogamica Estonica** 44: 55-62.
- KABASHIMA, Y., M. L. F. ANDRADE, F. B. GANDARA, F. L. TOMAS, J. L. POLIZEL, G. D. N. VELASCO, L. F. SILVA, A. D. P. DOZZO, R. G. MOURA & D. F. SILVA FILHO, 2011. Histórico da composição da vegetação arbórea do parque do Ibirapuera e sua contribuição para a conservação da biodiversidade. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana** 6(4): 125-144. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/revsbau.v6i4.66492>.
- KERSTEN, R. A. & J. L. WAECHTER, 2011. Métodos quantitativos no estudo de comunidades epifíticas. In: J. M. FELFILI, P. V. EISENLOHR, M. M. R. F. MELO, L. A. ANDRADE & J. A. A. MEIRA NETO (Ed.): **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudo de casos**: v. 1: 231-254. Editora da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- KOH, L. P. & T. A. GARDNER, 2011. Conservation in human-modified landscapes. In: N. S. SODHI & P. R. EHRlich (Ed.): **Conservation biology for all**: 236-261. Oxford University Press Inc., New York.
- KUWAHARA, Y., 1981. Studies of Peruvian collections of the genus *Metzgeria* made by P. & E. Hegewald in 1973 and 1977. **Nova Hedwigia** 34: 769-814.
- KUWAHARA, Y., 1986. **The Metzgeriaceae of the Neotropics**: 1-254. J. Cramer (Bryophytorum Bibliotheca 28), Stuttgart.
- LIMA, L. C. L. & L. M. ROCHA, 2015. Levantamento de musgos (Bryophyta) de um fragmento urbano remanescente de cerrado s.l. no município de Ituiutaba (MG). **Pesquisas, Botânica** (67): 201-216.
- LISBOA, R. C. L. & A. L. ILKIU-BORGES, 1995. Diversidade das briófitas de Belém (PA) e seu potencial como indicadoras de poluição urbana. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, série Botânica** 11(2): 199-225.
- LIU, X.-Y., H.-Y. XIAO, C.-Q. LIU & Y.-Y. LI, 2007. ¹³C and ¹⁵N of moss *Haplocladium microphyllum* (Hedw.) Broth. for indicating growing environment variation and canopy retention on atmospheric nitrogen deposition. **Atmospheric Environment** 41(23): 4897-4907. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.02.004>.
- LOPES, M. O., M. R. PIETROBOM, D. M. CARMO & D. F. PERALTA, 2016. Estudo comparativo de comunidades de briófitas sujeitas a diferentes graus de inundação no município de São Domingos do Capim, PA, Brasil. **Hoehnea** 43(2): 159-171. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-54/2015>.
- LOVEJOY, T. E., 2011. Climate change. In: N. S. SODHI & P. R. EHRlich (Ed.): **Conservation biology for all**: 153-162. Oxford University Press Inc., New York.
- LUIZI-PONZO, A. P., C. J. P. BASTOS, D. P. COSTA, K. C. PÔRTO, P. E. A. S. CÂMARA, R. C. L. LISBOA & S. VILAS BÔAS-BASTOS, 2006. **Glossarium ptylotum bryologiae**. Versão brasileira do glossário briológico: 1-114. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora.
- MACHADO, P. S. & A. P. LUIZI-PONZO, 2011. Urban bryophytes from Southeastern Brazilian area (Juiz de Fora, Minas Gerais, Brazil). **Boletim do Instituto de Botânica** 21: 223-261.
- MÄGDEFRAU, K., 1982. Life-forms of bryophytes. In: A. J. E. SMITH (Ed.): **Bryophyte ecology**: 45-58. Chapman and Hall, New York.
- MAGILL, R. E., 1987. **Flora of Southern Africa**: 293-443. Botanical Research Institute/Department of Agriculture and Water Supply (Bryophyta. Part I Mosses, Fascicle 2: Gigaspermaceae-Bartramiaceae), Republik of South Africa.
- MALAGOLI, L. R., F. B. BAJESTEIRO & M. WHATELY, 2008. Considerações finais. In: L. R. MALAGOLI, F. B. BAJESTEIRO & M. WHATELY (Org.): **Além do concreto**: contribuições para a proteção da biodiversidade paulistana: 352-361. Instituto Socioambiental, São Paulo.
- MAMEDE, M. C. H., V. C. SOUZA, J. PRADO, F. BARROS, M. G. L. WANDERLEY & J. G. RANDO, 2007. **Livro vermelho das espécies vegetais ameaçadas do estado de São Paulo**: 1-165. Instituto de Botânica, São Paulo.
- MARCHESI, E. P. (Coord.), 2014. **Guia dos parques municipais de São Paulo**: 4. ed.: 1-252. Prefeitura do Município de São Paulo/Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente, São Paulo. Disponível em: http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/meio_ambiente/arquivos/guia-parques-municipais.pdf. Acesso em: 08 maio 2019.
- MARTINELLI, G. & M. A. MORAES (Org.), 2013. **Livro vermelho da flora do Brasil**: 1. ed.: 1-1100. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro/Centro Nacional de Conservação da Flora, Rio de Janeiro.

- MARTINS, A. C. S., P. H. C. TORRES, R. M. IKEDA, R. J. F. GARCIA, J. M. R. FERREIRA & R. SARTORELLO, 2017. **Plano municipal de conservação e recuperação da Mata Atlântica do município de São Paulo – PMMA São Paulo**: 1-532. Prefeitura Municipal de São Paulo/Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente, São Paulo. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/PMMA_final_8_jan%20ok.pdf. Acesso em: 8 maio 2019.
- MAZIMPAKA, V., J. VICENTE & E. RON, 1988. Contribución al conocimiento de la bioflora urbana de la ciudad de Madrid. **Anales Jardín Botánico de Madrid** 45(1): 61-73.
- MAZZONI, A. C., R. LANZER, J. BORDIN, A. SCHÄFER & R. WASUM, 2012. Mosses as indicators of atmospheric metal deposition in an industrial area of southern Brazil. **Acta Botanica Brasílica** 26(3): 553-558. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062012000300005>.
- MCKINNEY, M. L., 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. **Urban Ecosystems** 11: 161-176. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>.
- MELLO, Z. R., G. A. LOURENÇO & O. YANO, 2001. Briófitas do Orquidário Municipal de Santos, São Paulo, Brasil. **Anais do Congresso Brasileiro de Pesquisas Ambientais** 1: 92-94.
- MELLO, Z. R., H. R. CARVALHO & F. GIORDANO, 2011. Bryophytes of Guapituba Park, Mauá, SP, Brazil. **Boletim do Instituto de Botânica** 21: 81-91.
- MERRIFIELD, K., 2000. Bryophytes on isolated *Quercus garryana* trunks in urban and agricultural settings in the Willamette Valley, Oregon. **The Bryologist** 103(4): 720-724. DOI: [https://doi.org/10.1639/0007-2745\(2000\)103\[0720:BOIQGT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0007-2745(2000)103[0720:BOIQGT]2.0.CO;2).
- MICHEL, E. L., 2001. **Hepáticas epifíticas sobre o pinheiro-brasileiro no Rio Grande do Sul**: 1-191. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- MOLINARO, L. C. & D. P. COSTA, 2001. Briófitas do arboreto do Jardim Botânico do Rio de Janeiro. **Rodriguésia** 52(81): 107-124. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2175-78602001528105>.
- MONTEIRO, M. B. C. A. & T. R. AZEVEDO, 2005. Comparação do perfil vertical da temperatura e da umidade relativa do ar em fragmentos de mata atlântica no interior e arredores da cidade de São Paulo, SP. **Estudos Geográficos** 3(2): 1-13.
- MOORE, R., 2015. The 10 best parks. **The Guardian**. Disponível em: <https://www.theguardian.com/culture/2015/aug/07/10-best-parks-urban-green-spaces-high-line-new-york-hampstead-london-park-guell-barcelona>. Acesso em: 9 maio 2019.
- O ESTADO DE SÃO PAULO, 2014. Cinco curiosidades sobre o bairro do Ibirapuera. Disponível em: <https://www.estado.com.br/noticias/geral/cinco-curiosidades-sobre-o-bairro-do-ibirapuera,1592317>. Acesso em: 8 maio 2019.
- OLIVEIRA, J. R. P. M., K. C. PÔRTO & M. P. P. SILVA, 2011. Richness preservation in a fragmented landscape: a study of epiphytic bryophytes in an Atlantic forest remnant in Northeast Brazil. **Journal of Bryology** 33(4): 279-290. DOI: <https://doi.org/10.1179/1743282011Y.00000000017>.
- OLIVEIRA, R. F. & J. W. S. ALVES, 2014. **Mudanças climáticas globais no estado de São Paulo**: 1-108. Secretaria Estadual do Meio Ambiente/Coordenadoria de Educação Ambiental (Cadernos de Educação Ambiental, 15), São Paulo.
- PAIVA, L. A., J. C. SILVA, M. A. PASSARELLA & A. P. LUIZI-PONZO, 2015. Briófitas de um fragmento florestal urbano de Minas Gerais (Brasil). **Pesquisas, Botânica** (67): 181-199.
- PEÑALOZA-BOJACÁ, G. P., L. B. FANTECELLE, C. A. T. ARAÚJO & A. S. MACIEL-SILVA, 2017. Briófitas na Estação Ecológica da Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil. **Iheringia, Série Botânica** 72(1): 44-56.
- PERALTA, D. F. & O. YANO, 2008. Briófitas do Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, estado de São Paulo, Brasil. **Iheringia Série Botânica** 63(1): 101-127.
- PEREIRA, I., F. MÜLLER & A. VALDERRAMA, 2006. Diversity and distribution of bryophytes and lichens of El Colorado, Central Chile. **Nova Hedwigia** 83(1-2): 117-127. DOI: <https://doi.org/10.1127/0029-5035/2006/0083-0117>.
- PIVELLO, V. R. & A. A. PECCININI, 2002. A vegetação do PEFI. In: D. C. BICUDO, M. C. FORTI & C. E. M. BICUDO (Org.): **Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI)**: unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo: 75-92. Editora da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo.
- POLISEL, R. T. & G. A. D. C. FRANCO, 2010. Comparação florística e estrutural entre dois trechos de Floresta Ombrófila Densa em diferentes estádios sucessionais, Jquitiba, SP, Brasil. **Hoehnea** 37(4): 691-718. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S2236-89062010000400002>.
- PORLEY, R., 2008. **Arable bryophytes**: a field guide to the mosses, liverworts and hornworts of cultivated land in Britain and Ireland: 1-140. Wildguides, Hampshire.
- PÔRTO, K. C., S. R. GERMANO & G. M. BORGES, 2004. Avaliação dos brejos de altitude de Pernambuco e Paraíba, quanto à diversidade de briófitas, para a conservação. In: K. C. PÔRTO, J. J. P. CABRAL & M. TABARELLI (Org.): **Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba**: história natural, ecologia e conservação: 79-97. Ministério do Meio Ambiente (Série Biodiversidade, 9), Brasília.
- PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO, 2016a. **Mapa dos remanescentes de vegetação do bioma Mata Atlântica no município de São Paulo - PMMA São Paulo**. Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente/Fundação SOS Pró-Mata Atlântica, São Paulo. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/meio_ambiente/arquivos/pmma/PMMA_3316.pdf. Acesso em: 9 maio 2019.

- PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO, 2016b. Inventário da biodiversidade do município de São Paulo. **Diário Oficial da Cidade de São Paulo** 61(241): 1-57 (Suplemento).
- PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO (PNUD) & INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA), 2015a. **Os 17 objetivos de desenvolvimento sustentável**: objetivo 11: cidades e comunidades sustentáveis. Disponível em: <http://www.agenda2030.org.br/ods/11/>. Acesso em: 8 maio 2019.
- PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO (PNUD) & INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA), 2015b. **Os 17 objetivos de desenvolvimento sustentável**: objetivo 15: vida terrestre. Disponível em: <http://www.agenda2030.org.br/ods/15/>. Acesso em: 8 maio 2019.
- PRUDÊNCIO, R. X. A., T. R. DOMICIANO & Z. R. MELLO, 2015. Briófitas do Parque Pérola da Serra, Ribeirão Pires, São Paulo, Brasil. **Pesquisas, Botânica** (67): 119-130.
- RENZAGLIA, K. S., J. C. VILLARREAL & R. J. DUFF, 2009. New insights into morphology, anatomy, and systematics of hornworts. In: B. GOFFINET & A. J. SHAW (Ed.): **Bryophyte biology**: 2. ed.: 139-171. Cambridge University Press, New York.
- RICHARDS, P.W., 1984. The ecology of tropical forest bryophytes. In: R. M. SCHUSTER (Ed.): **New manual of bryology**: 2. v.: 1233-1270. Hattori Botanical Laboratory, Nichinan.
- ROBBINS, R. G., 1952. Bryophyte ecology of a dune area in New Zealand. **Vegetatio** 4(1): 1-31. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00452923>.
- ROCHA, G. A., N. M. M. V. ASSIS, R. M. O. M. MANCINI, T. S. MELO, V. BUCHIANERI & W. E. S. BARBOSA, 2014. **Recursos hídricos**: 1-104. Secretaria Estadual do Meio Ambiente/Coordenadoria de Educação Ambiental (Cadernos de Educação Ambiental, 14), São Paulo.
- ROTERMUND, R. M., 2012. Infraestrutura verde urbana – as oportunidades de atuação do biólogo: um relato pessoal (palestra). In: CRBio-01 lança o seu concurso ambiental na Câmara Municipal de São Paulo. **O Biólogo** 6(22): 14-15.
- SABBAGH, R. B., 2014. **Gestão ambiental**: 1-175. Secretaria Estadual do Meio Ambiente/Coordenadoria de Educação Ambiental (Cadernos de Educação Ambiental, 16), São Paulo.
- SANTOS, N. D. & D. P. COSTA, 2008. A importância de Reservas Particulares do Patrimônio Natural para a conservação da brioflora da Mata Atlântica: um estudo em El Nagual, Magé, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasílica** 22(2): 359-372. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062008000200007>.
- SANTOS, N. D., D. P. COSTA, L. S. KINOSHITA & G. J. SHEPHERD, 2011. Aspectos brioflorísticos e fitogeográficos de duas formações costeiras de Floresta Atlântica da Serra do Mar, Ubatuba/SP, Brasil. **Biota Neotropica** 11(2): 425-438. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032011000200040>.
- SCHENK, G., 1997. **Moss gardening, including lichens, liverworts, and other miniatures**: 1-261. Timber Press, Portland.
- SCHOENLEIN-CRUSIUS, I. H., 2012. A consciência ambiental e os parques urbanos. **O Biólogo** 6(22): 20-23.
- SCHOFIELD, W. B., 1985. **Introduction to bryology**: 1-431. Macmillan Publishing Company, New York.
- SCHUSTER, R. M., 1992. **The hepaticae and anthocerotae of North America**. East of the Hundredth Meridian: v. 6: 1-937. Field Museum of Natural History, Chicago.
- SCHUSTER, R. M., 2004. **The hepaticae and anthocerotae of North America**. East of the Hundredth Meridian: v. 4: 1-1334. Bishen Singh Mahendra Pal Singh, Dehra Dun.
- SEPE, P. M. & S. GOMES, 2008. **Indicadores ambientais e gestão urbana**: desafios para a construção da sustentabilidade na cidade de São Paulo: 1-150. Prefeitura do Município de São Paulo/Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente/Centro Brasileiro de Análises e Planejamento/Centro de Estudos da Metrópole/Imprensa Oficial, São Paulo.
- SÉRGIO, C., R. FIGUEIRA & R. MENEZES, 2011. Modeling the distribution of *Sematophyllum substrumulosum* (Hampe) E. Britton as a signal of climatic changes in Europe. In: Z. TUBA, N. G. SLACK & L. R. STARK (Ed.): **Bryophyte ecology and climate change**: 427-439. Cambridge University Press, New York.
- SÉRGIO, C., P. CARVALHO, C. A. GARCIA, E. ALMEIDA, V. NOVAIS, M. SIM-SIM, H. JORDÃO & A. J. SOUSA, 2016. Floristic changes of epiphytic flora in the Metropolitan Lisbon area between 1980-1981 and 2010-2011 related to urban air quality. **Ecological Indicators** 67: 839-852. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.022>.
- SHARP, A. J., H. CRUM & P. M. ECKEL, 1994. **The moss flora of Mexico**: (1-2): 1-1113. NYBG Press (Memoirs of the New York Botanical Garden, 69), New York.
- SILVA, A. L. & L. M. ROCHA, 2015. Hepáticas e antóceros do Parque Municipal do Goiabal, município de Ituiutaba-MG, Brasil. **Pesquisas, Botânica** (67): 131-142.
- SILVA, A. M., R. R. OLIVEIRA & G. M. CONCEIÇÃO, 2018. Musgos (Bryophyta) do Morro do Alecrim, centro urbano de Caxias, Maranhão, Brasil. **Revista Arquivos Científicos** 1(1): 55-62. DOI: <https://doi.org/10.5935/2595-4407/rac.immes.v1n1p55-62>.
- SILVA, A. N., A. F. XAVIER, D. B. M. BOLZANI, F. C. SÉRIO, I. XAVIER, I. J. S. BRAZ, L. R. N. OLIVEIRA, P. S. MOREIRA, S. F. OLIVEIRA & W. MALDONADO, 2014. **Unidades de conservação da natureza**: 2. ed.: 1-119. Editora da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (Cadernos de Educação Ambiental, 3), São Paulo.
- SILVA, J. B. & S. R. GERMANO, 2013. Bryophytes on rocky outcrops in the caatinga biome: a conservationist perspective. **Acta Botanica Brasílica** 27(4): 827-835. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062013000400023>.



- SLACK, N. G., 2011. The ecological value of bryophytes as indicators of climate change. In: Z. TUBA, N. G. SLACK & L. R. STARK (Ed.): **Bryophyte ecology and climate change**: 3-12. Cambridge University Press, New York.
- SOBRINHO, W. P., 2018. Aquecimento climático em São Paulo já é o dobro da meta global. **Universo Online**. Disponível em: <https://noticias.uol.com.br/meio-ambiente/ultimas-noticias/redacao/2018/11/06/aquecimento-climatico-em-sao-paulo-ja-e-o-dobro-da-meta-global.htm>. Acesso em: 9 maio 2019.
- SOUZA, A. M., E. B. VALENTE & C. O. AZEVEDO, 2015. Musgos de um fragmento de floresta estacional semidecidual do município de Vitória da Conquista, Bahia, Brasil. **Pesquisas, Botânica** (67): 217-223.
- SOUZA, A. M., E. B. VALENTE, C. J. P. BASTOS & C. O. AZEVEDO, 2016. Marchantiophyta da Reserva do Poço Escuro, Vitória da Conquista, Bahia, Brasil. **Natureza Online** 14(2): 64-72.
- SOUZA, A. M., E. B. VALENTE, D. F. PERALTA & L. F. P. GUSMÃO, 2017. Biodiversity survey, ecology and new distribution records of Marchantiophyta in a remnant of Brazilian Atlantic Forest. **Iheringia Série Botânica** 72(1): 133-141.
- STEINBAUM, V. & O. MASSAMBANI, 2011. **Diretrizes para o plano de ação da cidade de São Paulo para mitigação e adaptação às mudanças climáticas**: 1-85. Comitê Municipal de Mudança do Clima e Ecoeconomia e Grupos de Trabalho de Transporte, Energia, Construções, Uso do Solo, Resíduos e Saúde/Prefeitura do Município de São Paulo, São Paulo. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/chamadas/diretrizes_clima_bilingue_julho_2011_low_1310480805.pdf. Acesso em: 9 maio 2019.
- TABARELLI, M., B. A. SANTOS, V. ARROYO-RODRÍGUEZ & F. P. L. MELO, 2012. Secondary forests as biodiversity repositories in human modified landscapes: insights from the Neotropics. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais** 7(3): 319-328.
- TAKIYA, H., 2002. **Atlas ambiental do município de São Paulo**. Fase I: diagnóstico e bases para a definição de políticas públicas para as áreas verdes no município de São Paulo. Relatório final, julho/2002: 1-198. Prefeitura do Município de São Paulo/Secretaria Municipal do Meio Ambiente/Secretaria Municipal de Planejamento Urbano, São Paulo. Disponível em: <http://www.santoandre.sp.gov.br/pesquisa/ebooks/378749.pdf>. Acesso em: 9 maio 2019.
- THE PLANT LIST, [s. d.]. **The plant list**: a working list of all plant species. Royal Botanic Gardens/Missouri Botanical Garden, Kew/Saint Louis. Disponível em: <http://www.theplantlist.org>. Acesso em: 9 maio 2019.
- TROPICOS, [s. d.]. **Tropicos**. Missouri Botanical Garden, Saint Louis. Disponível em: <http://www.tropicos.org>. Acesso em: 9 maio 2019.
- TUPIASSU, A., 2014. O biólogo e o paisagismo urbano. **O Biólogo** 8(32): 12-15.
- VALENTE, E. B., K. C. PÔRTO, C. J. P. BASTOS & J. BALLEJOS-LOYOLA, 2013. Diversity and distribution of the bryophyte flora in montane forests in the Chapada Diamantina region of Brazil. **Acta Botanica Brasilica** 27(3): 506-518. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062013000300008>.
- VANDERPOORTEN, A. & B. GOFFINET, 2009. **Introduction to bryophytes**: 1-303. Cambridge University Press, New York.
- VARO, J., J. GUERRA, M. L. ZAFRA & R. M. ROS, 1992. Regression and invasion of bryophytes in the south and southeast of the Iberian Peninsula. **Biological Conservation** 59(1-2): 129-131. DOI: [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)90571-4](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)90571-4).
- VILAS BÔAS-BASTOS, S. B., C. J. P. BASTOS & K. R. COSTA, 2017. Brioflora da área de relevante interesse ecológico Serra do Orobó, municípios de Ruy Barbosa e Itaberaba, Bahia, Brasil. **Pesquisas, Botânica** (70): 79-98.
- VISNADI, S. R. & R. MONTEIRO, 1990. Briófitas da cidade de Rio Claro, estado de São Paulo, Brasil. **Hoehnea** 17(1): 71-84.
- VISNADI, S. R., 2013a. Briófitas de áreas antrópicas do Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Picinguaba, Ubatuba, estado de São Paulo, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais** 8(1): 49-62.
- VISNADI, S. R., 2013b. Brioflora do Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira (PETAR), estado de São Paulo, Brasil. **Tropical Bryology** 35: 52-63.
- VISNADI, S. R., 2015a. Brioflora do Parque Estadual Intervalles (São Paulo, Brasil): uma importante área para conservação da biodiversidade da Mata Atlântica do Sudeste brasileiro. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais** 10(1): 105-125.
- VISNADI, S. R., 2015b. Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: unidade de conservação importante para a proteção da brioflora da Mata Atlântica na cidade de São Paulo, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais** 10(3): 437-469.
- VISNADI, S. R., 2018. Heterogeneidade florística da brioflora em fragmentos de vegetação e a conservação das áreas verdes urbanas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais** 13(3): 327-354.
- VITAL, D. M. & S. R. VISNADI, 1994. Bryophytes of Rio Branco Municipality, Acre, Brazil. **Tropical Bryology** 9: 69-74.
- WHATELY, M., P. F. SANTORO, B. C. GONÇALVES & A. M. GONZATTO, 2008. **Parques urbanos municipais de São Paulo**: subsídios para a gestão: 1-119. Instituto Socioambiental, São Paulo. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.abong.org.br/handle/11465/1208>. Acesso em: 9 maio 2019.
- WIGGINTON, M. J., 2004. **E. W. Jones's liverwort and hornwort flora of West Africa**: 1-443. National Botanic Garden of Belgium (Scripta Botanica Belgica, 30), Meise.

Apêndice. Briófitas ocorrentes no parque Ibirapuera, São Paulo, São Paulo, Brasil. Espécies divulgadas previamente (Ibirapuera: inventário de flora 2018, s. d.), que foram coletadas pela primeira vez* e novamente** na área do parque. Legendas: AL = alvenaria, AS = asfalto, CO = concreto, COR = corticícolas, EPX = epíxilas, MT = madeira tratada, SAX = saxícolas, TER = terrícolas, TI = tijolo; Grupo ecológico - gen = generalista, som = típica de sombra; forma de vida - F = flabelado, TF = tufo, TL = taloso, TP = tapete, TR = trama. (Continua)

Espécies	Tipos de áreas			Forma de vida	Grupo ecológico	Voucher	
	Áreas com bosque heterogêneo	Áreas onde predominam as edificações	Área não informada				
ANTHOCEROTOPHYTA							
Notothyladaceae							
<i>Phaeoceros laevis</i> (L.) Prosk.				TER	TL	gen	Vital 8463
BRYOPHYTA							
Brachytheciaceae							
<i>Brachythecium ruderale</i> (Brid.) W.R. Buck		CO			TP	gen	Visnadi 6997
<i>Eurhynchium pulchellum</i> (Hedw.) Jenn.	TER				TP	gen	Visnadi 7178
* <i>Helicodontium capillare</i> (Hedw.) A. Jaeger	CO, COR	AS, CO, COR			TR	gen	Visnadi 7166
* <i>Rhynchostegium conchophyllum</i> (Taylor) A. Jaeger	TER, COR	TER			TP	gen	Visnadi 7088
<i>Rhynchostegium serrulatum</i> (Hedw.) A. Jaeger	COR				TP	gen	Visnadi 6892
Bryaceae							
** <i>Bryum apiculatum</i> Schwägr	TER	CO, TER			TF	gen	Visnadi 7235 p.p.
<i>Bryum argenteum</i> Hedw.		COR, EPX, SAX			TF	gen	Visnadi 7309
<i>Bryum coronatum</i> Schwägr.		COR, EPX, TER			TF	gen	Visnadi 7255
<i>Bryum limbatum</i> Müll. Hal.	CO, COR, TER	AS, CO, COR, TER			TF	gen	Visnadi 6873
<i>Rosulabryum capillare</i> (Hedw.) J.R. Spence	COR				TF	gen	Visnadi 6697 p.p.
Calymperaceae							
* <i>Octoblepharum albidum</i> Hedw.	COR, EPX	COR	COR		TF	gen	Visnadi 6900
<i>Syrrhopodon parasiticus</i> (Sw. ex Brid.) Besch.		COR			TF	gen	Visnadi 7300 p.p.
Entodontaceae							
* <i>Entodon beyrichii</i> (Schwägr.) Müll. Hal.	CO, COR				TP	gen	Visnadi 7207
* <i>Erythrodontium longisetum</i> (Hook.) Paris	CO, COR				TP	gen	Visnadi 7313



Apêndice.

(Continua)

Espécies	Tipos de áreas			Forma de vida	Grupo ecológico	Voucher
	Áreas com bosque heterogêneo	Áreas onde predominam as edificações	Área não informada			
* <i>Erythrodontium squarrosum</i> (Hampe) Paris	CO, COR			TP	gen	Visnadi 6940
Erpodiaceae						
* <i>Erpodium glaziovii</i> Hampe	CO, COR, MT	CO, COR	COR	TP	gen	Visnadi 6720
Fabroniaceae						
* <i>Dimerodontium mendozense</i> Mitt.	CO, COR, EPX, MT, TER	CO, COR, SAX, TER		TP	gen	Visnadi 7110
* <i>Fabronia ciliaris</i> (Brid.) Brid.	CO, COR, EPX	AL, CO, COR, SAX	COR	TP	gen	Visnadi 6906
Fissidentaceae						
<i>Fissidens pellucidus</i> var. <i>asterodontius</i> (Müll. Hal.) R.A. Pursell	TER	TER		TF	gen	Visnadi 7067
<i>Fissidens submarginatus</i> Bruch	TER			TF	gen	Visnadi 6802
* <i>Fissidens zollingeri</i> Mont.	CO, COR, TER	TER	TER	TF	gen	Visnadi 7098
Funariaceae						
<i>Physcomitrium umbonatum</i> Mitt.			TER	TF	gen	Vital 8465 p.p.
Hypnaceae						
* <i>Chryso-hypnum diminutivum</i> (Hampe) W.R. Buck	CO, TER			TP	gen	Visnadi 7183
Leskeaceae						
<i>Haplocladium microphyllum</i> (Hedw.) Broth.	COR, TER	CO, TER		TP	gen	Visnadi 7254
Leucobryaceae						
* <i>Campylopus cryptopodioides</i> Broth.	COR, EPX	COR, EPX	COR	TF	gen	Visnadi 6864
Meteoriaceae						
<i>Meteorium nigrescens</i> (Sw. ex Hedw.) Dozy & Molk.	COR			TP	gen	Visnadi 7129
Orthotrichaceae						
<i>Schlotheimia rugifolia</i> (Hook.) Schwägr.	COR			TF	gen	Visnadi 7099
Pilotrichaceae						
<i>Cyclodictyon albicans</i> (Hedw.) Kuntze			TER	TP	som	Vital 8462 p.p.



Apêndice.

(Continua)

Espécies	Tipos de áreas			Forma de vida	Grupo ecológico	Voucher
	Áreas com bosque heterogêneo	Áreas onde predominam as edificações	Área não informada			
Pottiaceae						
<i>Barbula indica</i> (Hook.) Spreng.	TER			TF	gen	Visnadi 7216
<i>Chenia leptophylla</i> (Müll. Hal.) R.H. Zander	TER		TER	TF	gen	Visnadi 7177
* <i>Hyophila involuta</i> (Hook.) A. Jaeger	AL, CO, TER, TI	AS, CO, COR, SAX, TER, TI		TF	gen	Visnadi 6998
* <i>Tortella humilis</i> (Hedw.) Jenn.	CO, COR, TER	CO, SAX		TF	gen	Visnadi 7201
Pylaisiadelphaceae						
<i>Isopterygium byssobolax</i> (Müll. Hal.) Paris	COR			TP	gen	Visnadi 6771
* <i>Isopterygium tenerifolium</i> Mitt.	COR, EPX			TP	gen	Visnadi 7206
* <i>Isopterygium tenerum</i> (Sw.) Mitt.	COR, EPX			TP	gen	Visnadi 7033
Racopilaceae						
<i>Racopilum tomentosum</i> (Hedw.) Brid.	CO, TER			TP	gen	Visnadi 7121
Rhizogoniaceae						
<i>Pyrrhobryum spiniforme</i> (Hedw.) Mitt.	COR			TF	gen	Visnadi 7200
Sematophyllaceae						
* <i>Brittonodoxa subpinnata</i> (Brid.) W.R. Buck, P.E.A.S. Câmara & Carv.-Silva	AS, COR, EPX, MT, TER	COR, EPX, TER	COR	TP	gen	Visnadi 7108
* <i>Donnellia commutata</i> (Müll. Hal.) W.R. Buck	COR, EPX	COR		TP	gen	Visnadi 6889
<i>Pterogoniopsis paulista</i> (W.R. Buck & Vital) Carv.-Silva, P.E.A.S. Câmara & W.R. Buck	COR, EPX		COR	TP	gen	Visnadi 7208
* <i>Sematophyllum adnatum</i> (Michx.) E. Britton	COR, EPX	COR		TP	gen	Visnadi 6827
** <i>Vitalia galipensis</i> (Müll. Hal.) P.E.A.S. Câmara, Carv.-Silva & W.R. Buck	CO, COR, EPX, MT, SAX, TER, TI	CO, COR, EPX, TER	COR, TER	TP	gen	Visnadi 7138
Stereophyllaceae						
<i>Entodontopsis nitens</i> (Mitt.) W.R. Buck & Ireland	COR			TP	gen	Visnadi 7228



Apêndice.

(Continua)

Espécies	Tipos de áreas			Forma de vida	Grupo ecológico	Voucher
	Áreas com bosque heterogêneo	Áreas onde predominam as edificações	Área não informada			
MARCHANTIOPHYTA						
Calypogeiaceae						
<i>Calypogeia laxa</i> Gottsche & Lindenb.			TER	TP	gen	Vital 8466 p.p.
Chonecoleaceae						
** <i>Chonecolea doellingeri</i> (Nees) Grolle	COR, EPX	COR		TP	gen	Visnadi 7016
Frullaniaceae						
* <i>Frullania ericoides</i> (Nees) Mont.	COR, EPX, MT	COR	COR	TP	gen	Visnadi 7225
<i>Frullania kunzei</i> (Lehm. & Lindenb.) Lehm. & Lindenb.		COR		TP	gen	Visnadi 7301
<i>Frullania riojaneirensis</i> (Raddi) Spruce	COR	COR		TP	gen	Visnadi 7263
Lejeuneaceae						
<i>Acanthocoleus aberrans</i> (Lindenb. & Gottsche) Kruijt	COR	COR		TP	gen	Visnadi 7243
* <i>Cololejeunea paucifolia</i> (Spruce) Bernecker & Pócs	COR			TP	gen	Visnadi 7315 p.p.
<i>Drepanolejeunea mosenii</i> (Steph.) Bischl.	COR, EPX			TP	gen	Visnadi 7197 p.p.
* <i>Lejeunea flava</i> (Sw.) Nees	COR, EPX	COR	COR	TP	gen	Visnadi 7024
* <i>Lejeunea glaucescens</i> Gottsche	AL, COR, TER, TI	COR, EPX, TER	TER	TP	gen	Visnadi 7004
<i>Lejeunea obtusangula</i> Spruce	COR			TP	gen	Visnadi 6853
* <i>Microlejeunea bullata</i> (Taylor) Steph.	COR	COR	COR	TP	gen	Visnadi 7106
* <i>Microlejeunea globosa</i> (Spruce) Steph.	COR	COR		TP	gen	Visnadi 6676
<i>Myriocoleopsis minutissima</i> (Sm.) R.L. Zhu, Y. Yu & Pócs	COR	COR		TP	gen	Visnadi 7126
Lophocoleaceae						
* <i>Chiloscyphus latifolius</i> (Nees) J.J. Engel & R.M. Schust.		TER		TP	gen	Visnadi 7005



Apêndice.

(Conclusão)

Espécies	Tipos de áreas			Forma de vida	Grupo ecológico	Voucher
	Áreas com bosque heterogêneo	Áreas onde predominam as edificações	Área não informada			
Lunulariaceae						
<i>Lunularia cruciata</i> (L.) Dumort.		CO	TER	TL	gen	Visnadi 6995
Metzgeriaceae						
* <i>Metzgeria hegewaldii</i> Kuwah.	COR	COR		TL	gen	Visnadi 6895
Plagiochilaceae						
<i>Plagiochila corrugata</i> (Nees) Nees & Mont.	COR			F	gen	Visnadi 7093
Ricciaceae						
<i>Riccia membranacea</i> Gottsche & Lindenb.			TER	TL	gen	Vital 8468 p.p.
Total de espécies: 63	51	35	19			
Porcentagem de amostras	71%	25%	4%			
Número de espécies restritas às áreas	23	7				



