

Impactos antrópicos na composição florística e funcional dos mecanismos de regeneração em um fragmento florestal urbano do Planalto Atlântico Paulista, Sudeste do Brasil¹

 [Pedro Rufino Martins](#)²,  [Daniella Vinha](#)³ e  [Leonardo Dias Meireles](#)^{2,4}

Como citar: Martins, P.R., Vinha, D., Meireles, L.D. 2024. Impactos antrópicos na composição florística e funcional dos mecanismos de regeneração em um fragmento florestal urbano do Planalto Atlântico Paulista, Sudeste do Brasil. Hoehnea 51: e192023. <https://doi.org/10.1590/2236-8906e192023>

ABSTRACT – (Anthropic impacts on the floristic and functional composition of regeneration mechanisms in an urban forest fragment of the São Paulo Atlantic Plateau, Southeastern Brazil). Urban forest fragments are subjected to anthropogenic pressures that can impact their regeneration process. We analyzed plant floristic and functional composition of regeneration mechanisms of urban forest fragment with 2 ha at the Guarulhos International Airport, São Paulo State, Brazil, to evaluate their functional resilience to anthropogenic disturbance. The tree vegetation showed high richness with a predominance of zoochoric and shade-tolerant species. The regeneration mechanisms are composed predominantly by the native tree species, but they presented anthropogenic impacts and are susceptible to biological invasion. The greater abundance of fast-growing species along in the regeneration mechanisms shows that the process of forest secundarization has been established, which could lead the forest fragments towards an early-successional stages, altering their floristic and functional composition. **Keywords:** seedling bank, seed bank, biological invasion, *Heptapleurum actinophyllum*, retrogressive succession

RESUMO – (Impactos antrópicos na composição florística e funcional dos mecanismos de regeneração em um fragmento florestal urbano do Planalto Atlântico Paulista, Sudeste do Brasil). Fragmentos florestais urbanos estão submetidos a pressões antrópicas que podem afetar sua regeneração secundária. Analisamos a composição florística e funcional dos mecanismos de regeneração de um fragmento florestal com 2 ha no Aeroporto Internacional de Guarulhos, Estado de São Paulo, Brasil, para avaliar a resiliência funcional dos mecanismos de regeneração diante de perturbações antrópicas. A vegetação arbórea apresentou elevada riqueza, com o predomínio de espécies zoocóricas e tolerantes à sombra. Os mecanismos de regeneração foram compostos por espécies nativas, mas apresentaram impactos antrópicos e ambos estão susceptíveis à invasão biológica. A maior abundância de espécies de crescimento rápido nos mecanismos de regeneração demonstra que o processo de secundarização florestal encontra-se estabelecido no fragmento, o que pode ocasionar uma sucessão retrogressiva a estádios pioneiros, alterando sua composição florística e funcional. **Palavras-chave:** banco de plântulas, banco de sementes, invasão biológica, *Heptapleurum actinophyllum*, sucessão retrogressiva

Introdução

Florestas urbanas são ilhas de vegetação formadas por mudanças no uso da terra associadas à ocupação urbana e aos processos de urbanização (Steenberg *et al.* 2019, Mansur *et al.* 2022). Elas representam um dos componentes da infraestrutura verde e oferecem diversos serviços ecossistêmicos para a biodiversidade urbana, para o bem-estar humano e controle climático nas cidades (Roy *et al.* 2012, Dobbs *et al.* 2014, Buckeridge 2015, Duinker *et al.* 2015, MacGregor-Fors *et al.* 2016, Silva *et al.* 2019, Viezzer *et al.* 2022). Elas são habitat e oferecerem recursos para fauna, ao aumentarem a permeabilidade das cidades,

e promoverem maior conectividade em escala de paisagem para táxons tolerantes a urbanização (Bierwagen 2007, Awade & Metzger 2008, Reis *et al.* 2012, Ferreira *et al.* 2018).

Os efeitos biológicos diretos e indiretos da fragmentação na distribuição e demografia de espécies vegetais afetam a estrutura e diversidade taxonômica e funcional e os mecanismos de regeneração de fragmentos florestais em relação à matriz de vegetação contínua (Joly *et al.* 2014, Cheptou *et al.* 2016, Berenguer *et al.* 2018). A fragmentação pode selecionar diferentes estratégias de vida devido a maior estocasticidade demográfica e aos efeitos de borda, mediados por alterações nas interações

1. Trabalho de Conclusão de Curso do primeiro Autor

2. Universidade de São Paulo, Escola de Artes, Ciências e Humanidades. Avenida Arlindo Bettio, 1000, Ermelino Matarazzo, 03828-000 São Paulo, SP, Brasil

3. Instituto Federal do Paraná, Departamento de Ciências Biológicas, Rua Alagoas, 2001, Centro, 86020-430 Londrina, Paraná, Brasil

4. Autor para correspondência: leodmeireles@usp.br

bióticas (Cheptou *et al.* 2016, Cote *et al.* 2016). A menor disponibilidade de polinizadores e dispersores no ambiente urbano pode também comprometer a formação de frutos, resultando em uma redução na chuva de sementes, e alterar a contribuição relativa dos mecanismos de regeneração secundária diante de distúrbios (Alves & Metzger 2006, Grombone-Guaratini *et al.* 2014, Cote *et al.* 2016).

Os bancos de sementes e de plântulas representam os mecanismos pelos quais o processo de sucessão secundária reestabelece o dossel florestal (Harper 1977, Saulei & Swaine 1988). Eles funcionam como fontes de recrutamento de novos indivíduos em resposta a distúrbios e exercem importante papel na resiliência estrutural e na composição funcional em comunidades florestais (Baider *et al.* 1999, Alves & Metzger 2006, Berenguer *et al.* 2018). O banco de sementes compreende as sementes viáveis no solo, produzidas na área ou advindas de áreas adjacentes, sendo composto, predominantemente, por espécies herbáceas e arbustivas e espécies arbóreas pioneiras com sementes pequenas (Walck *et al.* 2005). O banco de plântulas constitui uma estratégia de regeneração avançada e representa o conjunto de indivíduos jovens de espécies arbóreas tolerantes à sombra que se desenvolvem sob o dossel florestal (Whitmore 1996, Alves & Metzger 2006).

A análise dos mecanismos de regeneração traz informações sobre a resiliência florística e funcional em fragmentos florestais em distintas paisagens (Aguiar & Tabarelli 2010, Scoti *et al.* 2011, Berenguer *et al.* 2018). A composição dos mecanismos de regeneração geralmente reflete a composição de espécies arbóreas da vegetação local, resultante da chuva de sementes (Grombone-Guaratini *et al.* 2014). Entretanto, os mecanismos de regeneração secundária são susceptíveis à distúrbios antrópicos, como as mudanças associadas ao efeito de borda e ilhas de calor, que podem favorecer o recrutamento de espécies generalistas em paisagens fragmentadas e o estabelecimento de espécies exóticas em paisagem urbanas, alterando sua composição florística e funcional (Mazzarotto *et al.* 2011, Vinha *et al.* 2011, Lippok *et al.* 2013).

No domínio da Floresta Atlântica, em fragmentos afetados pelo efeito de borda em paisagens modificadas pelo homem, tem se observado assembleias de espécies arbóreas com baixa riqueza e diversidade funcional (Liebsch *et al.* 2008, Joly *et al.* 2014). Alterações nas fontes de regeneração secundária em fragmentos florestais que favorecem o estabelecimento de espécies generalistas e adaptadas a distúrbios, em detrimento de espécies longevas e com menor resiliência, caracterizam o processo de sucessão retrogressiva a estádios sucessionais pioneiros, denominado de secundarização florestal (Tabarelli *et al.* 2008, Santo-Silva *et al.* 2013, Joly *et al.* 2014).

Mudanças na composição florística e funcional da vegetação arbórea e dos mecanismos de regeneração em fragmentos florestais sob pressão antrópica têm sido observadas em relação à fragmentos em estágio avançado de sucessão na Floresta Atlântica (Tabarelli & Peres 2002, Lopes *et al.* 2009, Santo-Silva *et al.* 2015, Sfair *et al.* 2016). A secundarização florestal direciona mudanças estruturais e na composição florística e funcional na

comunidade ao selecionar espécies com ciclo de vida mais curto, com menor tamanho, massa de sementes e densidade da madeira (Tabarelli *et al.* 2008, Aguiar & Tabarelli 2010, Sfair *et al.* 2016, Berenguer *et al.* 2018). A massa da semente está relacionada ao trade-off entre dispersão versus sobrevivência e às síndromes de dispersão, e em florestas tropicais espera-se plantas com menor número de sementes maiores dispersas por animais (Westoby *et al.* 1996, Zheng *et al.* 2017). A densidade da madeira relaciona-se inversamente com a taxa relativa de crescimento, e os valores mais baixos relacionam-se com o rápido crescimento e capacidade de colonização em locais recentemente perturbados, enquanto em florestas maduras, está relacionada à longevidade da planta e à resistência de longo prazo à decomposição (Kraft *et al.* 2010, Larjavaara & Muller-Landau 2010).

O Planalto Atlântico Paulista sofreu transformações em sua paisagem que promoveram intensa fragmentação na sua vegetação nativa (Fonseca 1985, Dislich *et al.* 2001). A região metropolitana de São Paulo está inserida no Planalto Atlântico Paulista e apresenta uma paisagem intensamente urbanizada com áreas verdes que correspondem a parques, fragmentos florestais nativos e reflorestados. Esses fragmentos estão em distintos estádios de sucessão e níveis de invasão biológica, o que pode comprometer a conservação da flora nativa remanescente (Dislich *et al.* 2001, Gomes *et al.* 2003). Tabarelli *et al.* (1999) denotaram uma relação negativa entre o tamanho de fragmentos florestais do Planalto Atlântico Paulista e a abundância relativa de espécies de árvores e arbustos com dispersão abiótica, intolerantes à sombra e que ocupam o dossel da floresta, denotando mudanças florísticas, estruturais e funcionais nesses fragmentos.

Investigamos a estrutura e a composição florística e funcional da vegetação arbórea e dos mecanismos de regeneração de um pequeno fragmento urbano no Planalto Atlântico Paulista com histórico de distúrbios e perturbações contínuos, como a supressão da vegetação, reflorestamento, intenso efeito de borda e pressão antrópica. Esperamos encontrar características indicativas do processo de secundarização florestal, como baixa representatividade da flora arbórea do fragmento com a flora regional, baixa densidade da madeira, menor massa da semente e baixa contribuição de espécies alóctones na composição dos bancos de plântulas e de sementes e a presença de espécies exóticas em função do isolamento e histórico de perturbação atual e pretérita do fragmento.

Material e métodos

Área de estudo - O fragmento florestal está localizado no estacionamento do Aeroporto Internacional de Guarulhos (GRU), em Guarulhos, Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil (23°25'30"S e 46°28'53"W, 740 m de altitude). O fragmento do GRU representa um dos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE 2012) da região metropolitana de São Paulo. É composto por quatro lotes contíguos, sendo dois retangulares centrais com cerca de 7.000 m² (perímetro 344 m) e dois quadrados

com aproximadamente 4.000 m² (perímetro 250 m), totalizando 2,2 ha (figura 1). De acordo com o histórico do local, um dos lotes menores foi parcialmente recomposto por reflorestamento (Gandolfi *et al.* 1995). O fragmento está inserido na planície da sub-bacia hidrográfica do Rio Baquirivu-Guaçu composta por sedimentos de idade terciária e cobertura aluvial quaternária (Diniz & Duarte, 1996). O solo é classificado como Latossolo Vermelho Amarelo, profundo e ácido, quimicamente pobre, com boa retenção de água e com altos teores de alumínio (Gandolfi *et al.* 1995, Santos *et al.* 2018). De acordo com o sistema de classificação climática de Köppen, o clima da região é do tipo Cfb, caracterizado como subtropical úmido, sem estação seca e com verão temperado (Alvares *et al.* 2013). A precipitação média anual está em torno de 1400 mm enquanto a temperatura média anual é de aproximadamente 18 °C, sendo 22 °C no mês mais quente e 14 °C no mês mais frio (Gandolfi *et al.* 1995, Diniz & Duarte 1996).

A paisagem do entorno do fragmento é majoritariamente urbana, com pequenos fragmentos florestais e parques com floresta nativa extensa, como o Parque Estadual da Cantareira, ou reflorestada, como o Parque Ecológico do Tietê, em um raio de 7 km. Inicialmente o fragmento apresentava 5,2 ha e estava inserido em uma matriz campestre, mas não há informações se de origem natural ou antrópica. Em 1937, a área foi doada para a Base Aérea de São Paulo, quando ocorreu a construção de um aeroporto militar próximo ao fragmento e houve a extração seletiva de madeira para a produção de carvão. Em 1945, foi iniciado um reflorestamento com bombardeamento de sementes na região buscando remediar os danos causados pela extração

de madeira. No entanto, as espécies foram selecionadas pela qualidade da madeira e não por critérios ecológicos, sendo inseridas espécies exóticas e de outras formações florestais. Após o reflorestamento a área não sofreu distúrbios significativos até a construção do Aeroporto Internacional de Guarulhos, em 1991, quando 70% de sua vegetação foi suprimida (Gandolfi 1991).

Desenho amostral e coleta de dados - A amostragem da vegetação arbórea (VA) foi realizada em 2014, através do método de ponto quadrante em uma rede de linhas paralelas orientadas no sentido Norte-Sul, gerando um total de 144 pontos amostrais. As linhas foram estabelecidas equidistantes entre si em 10 m e a distância entre os pontos quadrantes foi de 12 m. Para excluir a borda em contato com a área antropizada e constantemente manejada foi estabelecida uma distância de 10 metros das margens, como início da amostragem em cada subárea. Nos pontos quadrantes foram amostrados os indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP) $\geq 4,5$ cm e altura $\geq 1,5$ m nos quadrantes cardeais com a menor distância ao ponto central. Ramos férteis ou vegetativos foram coletados para posterior identificação.

Para a amostragem do banco de sementes do solo e banco de plântulas, selecionamos alternadamente 64 pontos da malha sistemática original, buscando a cobertura equivalente dos pontos próximos às laterais e ao centro do fragmento. A coleta do banco de plântulas, em setembro de 2016, foi realizada com o auxílio de um gabarito de 1 x 1 m, incluindo os indivíduos com hábito arbóreo-arbustivo com diâmetro acima do solo (DAS) $\geq 0,5$ cm e altura entre



Figura 1. Área de amostragem do banco de sementes, banco de plântulas e vegetação arbórea. Imagem de satélite do estacionamento do Aeroporto Internacional de Guarulhos, Estado de São Paulo, Brasil. Fonte: Instituto Nacional de Dados Espaciais (INDE). Visualizador da INDE: Imagem de satélite. Guarulhos, 2016. Escala 1:1692. (Adaptado).

Figure 1. Sampling area of the seed bank, seedling bank and tree stratum. View of the parking lot of Guarulhos International Airport, São Paulo State, Brazil. Source: National Spatial Data Institute. INPE viewer: Satellite image. Guarulhos, 2016. Scale 1:1692. (Adapted).

20 e 150 cm. Os indivíduos tiveram ramos coletados ou, quando necessário, foram removidos para identificação.

Um total de 64 amostras de solo foram coletadas em agosto de 2014 para avaliação do banco de sementes, utilizando um gabarito de alumínio (10 x 20 cm, a 5 cm de profundidade), totalizando 1,28 m² de solo amostrado. A camada de serapilheira foi removida, sendo que sementes visíveis ao nível do solo foram incluídas na amostragem. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos pretos e imediatamente encaminhadas para a casa de vegetação do Instituto de Biologia da Universidade de São Paulo. Cada amostra de solo foi manualmente homogeneizada com vermiculita e adicionado hidrogel para manter a umidade, sendo depositada em duas bandejas plásticas de 20 cm x 12 cm, a fim de aumentar a superfície de exposição à luz e promover a germinação do maior número possível de sementes (Heerd *et al.* 1996). A irrigação ocorreu regularmente na casa de vegetação com as amostras cobertas por tela sombrite a 50%. Bandejas controle contendo apenas vermiculita foram dispostas aleatoriamente entre as amostras de solo para monitorar espécies contaminantes que foram identificadas e excluídas do estudo. A contagem de sementes germinadas ocorreu a cada três dias durante 12 semanas.

Os táxons arbóreos e arbustivos foram identificados através da literatura especializada e pelo auxílio de especialistas. A nomenclatura das espécies seguiu a Lista da Flora e Fungos do Brasil (Flora e Funga do Brasil 2023) e foi verificada com o auxílio do pacote *flora* (Carvalho 2020) em linguagem R (R Core Team 2020). As famílias e gêneros seguiram as circunscrições do *Angiosperm Phylogeny Group* (APG IV 2016). Para identificar a ocorrência em natural ou reflorestadas das espécies coletadas utilizamos a listagem florística de Gandolfi *et al.* (1995) e para identificar a sua origem como nativa ou exótica utilizamos a Lista da Flora e Fungos do Brasil (Flora e Funga do Brasil 2023). As amostras férteis foram incluídas no Herbário da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (SPFE).

Composição funcional - Para avaliar diferenças na composição funcional entre a vegetação e os estratos de regeneração, as espécies foram caracterizadas quanto às estratégias de dispersão, estabelecimento, regeneração e crescimento (Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013). As estratégias de regeneração foram baseadas na Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo (Barbosa *et al.* 2017). As síndromes de dispersão foram categorizadas em zoocoria, anemocoria e autocoria (*sensu* van der Pijl 1969). A base de dados *Treeco* foi utilizada para a obtenção dos valores de massa de semente (Lima *et al.* 2015). Os valores médios de densidade específica da madeira (ρ) para as espécies foram extraídos do banco de dados *Global Wood Density* – GWD (Chave *et al.* 2014). Quando o valor de densidade da madeira não foi encontrado no nível específico, foi utilizada a média para o nível genérico (Réjou-Méchain *et al.* 2017). A média ponderada pesada pelo número de indivíduos dentro de cada estrato foi considerada para as espécies que não havia dados de densidade para nenhuma hierarquia taxonômica.

Análise dos dados - Para cada estrato da vegetação foram avaliadas a composição florística, a riqueza, abundância e diversidade pelos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e pelo índice de dominância de Simpson (D) (Magurran & McGill 2011), calculadas no programa Fitopac 2.1 (Shepherd 2010). Para o banco de sementes calculou-se a densidade de sementes por m². Para verificar mudanças na relação de abundância das espécies entre os três estratos foram ajustados modelos de *ranking* de espécies por abundância. O ajuste foi feito utilizando a função *radfit* do pacote *vegan* em linguagem R (Magurran & McGill 2011, Oksanen *et al.* 2022). Diferenças na composição florística de espécies arbóreo-arbustivas entre os bancos de plântulas e de sementes e a vegetação arbórea foram avaliadas pelo *Multi-Response Permutation Procedure* (MRPP) baseado na distância de Bray-Curtis com 999 permutações (Legendre & Legendre 1998). O MRPP é um método multivariado não-paramétrico utilizado para testar diferenças entre grupos pré-definidos com a vantagem de não requerer normalidade ou homogeneidade de variâncias. O parâmetro A determina o nível de similaridade entre os grupos, sendo $A = 1$ quando todas as espécies estão igualmente distribuídas (similaridade total), $A = 0$ quando a heterogeneidade dentro dos grupos é igual a esperada pelo acaso e $A < 0$ quando a heterogeneidade dentro dos grupos é menor que a esperada pelo acaso (ausência de similaridade) (McCune & Mefford 2011). O nível de significância do teste é de 5%.

Avaliamos o compartilhamento das espécies arbóreas com a flora regional a partir dos levantamentos florísticos e fitossociológicos realizados no Planalto Atlântico Paulista nos seguintes município: São Paulo – Reserva da Cidade Universitária da USP (Rossi 1987, Dislich & Pivello 2002); Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (Struffaldi de Vuono 1985, Hirata 2006); Parque Estadual da Cantareira (Baitello *et al.* 1993, Arzolla *et al.* 2020); Mogi das Cruzes – Parque Municipal da Serra do Itapety (Tomasulo 1995), Cotia – Reserva Florestal do Morro Grande (Barretto & Catharino 2015, Catharino *et al.* 2006), Marsilac e Itapevi (Barretto & Catharino 2015). O cálculo do compartilhamento de espécies foi baseado no percentual de espécies arbóreas presentes na vegetação do fragmento do GRU com relação às espécies presentes nos respectivos fragmentos, não considerando parâmetros de abundância relativa de espécies. As porcentagens das categorias das estratégias de regeneração e das síndromes de dispersão, bem como as médias e amplitudes de variação dos atributos da massa da semente e da densidade da madeira, foram utilizadas para avaliar mudanças na composição funcional entre os estratos amostrados, somente para as espécies nativas com identificação ao nível específico. O teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, seguido do teste Dunn *a posteriori*, foi utilizado para testar diferenças nas médias de massa de semente e densidade da madeira entre os estratos arbóreo e de regenerantes. As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do pacote *vegan* (Oksanen *et al.* 2022) em linguagem R (R Development Core Team 2009).

Resultados

Flora - Foram amostradas na vegetação arbórea e nos mecanismos de regeneração, 121 espécies arbóreas e arbustivas distribuídas em 84 gêneros e 39 famílias. Destas, 94 (77,6%) espécies são nativas e compartilhadas com os levantamentos do Planalto Atlântico Paulista, 11 (9%) espécies nativas utilizadas no reflorestamento local, 11 (9%) espécies exóticas e 4 (3,4%) espécies indeterminadas (tabela 1). Fabaceae (22 espécies), Lauraceae (13 esp.), Myrtaceae (11 esp.) e Euphorbiaceae (9 esp.) foram as famílias com maior riqueza de espécies, correspondendo a 56,9% do total das espécies nativas amostradas.

Vegetação arbórea - Foram amostrados 532 indivíduos no estrato arbóreo-arbustivo pertencentes a 109 espécies distribuídas em 81 gêneros e 36 famílias (tabela 1). *Faramea montevidensis* (9,7%), *Protium widgrenii* (6,5%), *Casearia sylvestris* (6%), *Actinostemon concolor* (5,6%), *Nectandra grandiflora* (4,5%), *Dendropanax cuneatus* (3%), *Cariniana estrellensis* (2,8%), *Monteverdia evonymoides* (2,4%), *Myrcia splendens* (2,4%), *Copaifera langsdorffii* (2,3%) e *Myrciaria floribunda* (1,8%) representaram 47,4% da abundância total, sendo todas nativas. As espécies nativas plantadas e exóticas corresponderam a 10,9% da abundância total, com *Samanea saman* (1,5%), *Enterolobium contortisiliquum* (1,5%), *Centrolobium tomentosum* (1,2%) e *Heptapleurum actinophyllum* (0,9%) sendo as mais frequentes na vegetação do GRU. O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') foi de 3,93 nats.indiv⁻¹, enquanto o índice de dominância de Simpson (D) foi de 0,03.

Mecanismos de regeneração - No banco de plântulas foram amostrados 298 indivíduos pertencentes a 47 espécies, 35 gêneros e 21 famílias. Destas, 41 (87,2%) espécies são nativas, 3 (6,3%) nativas utilizadas no reflorestamento local, 1 (2,2%) exótica e 2 (4,3%) indeterminadas (tabela 1). Fabaceae (9 espécies), Myrtaceae (8 esp.), Lauraceae (4 esp.) e Euphorbiaceae (3 esp.) foram as famílias com maior riqueza específica, somando 51,1% do total de espécies amostradas e 54% do total de indivíduos. Em ordem de importância relativa, *Myrcia splendens* (9%), *Actinostemon concolor* (7,3%), *Faramea montevidensis* (5%), *Cupania vernalis* (5%), *Guarea macrophylla* (4,6%), *Myrciaria floribunda* (4,3%), *Esenbeckia grandiflora* (3,3%) e *Casearia decandra* (3,3%) foram as espécies nativas com maior abundância de plântulas no sub-bosque, correspondendo a 55% do total amostrado. As espécies nativas plantadas e exóticas representaram 15,1% da abundância total, com destaque para *Centrolobium tomentosum* com 25 indivíduos (8,3%) e *Heptapleurum actinophyllum* com 15 indivíduos (5%). O índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') foi de 3,55 nats.indiv⁻¹, enquanto o índice de dominância de Simpson (D) foi de 0,037.

No banco de sementes foram observadas 3139 plantas germinadas pertencentes a 54 morfotipos herbáceos e 16 arbóreo-arbustivos. As espécies herbáceas corresponderam a 2964 plântulas, com 94,4% da densidade total (2312 sementes/m²) e as espécies arbóreo-arbustivas corresponderam a 175 plântulas, com 5,6% da densidade total (139,8 sementes/

m²). As 16 espécies arbóreo-arbustivas do banco de sementes foram distribuídas em 15 gêneros e 13 famílias (tabela 1). As famílias com maior riqueza de espécies foram Euphorbiaceae (3 espécies) e Asteraceae (2 esp.), enquanto as demais famílias foram representadas por uma única espécie. *Trema micranta* (25,7%), *Casearia decandra* (18,8%), *Cecropia pachystachya* (16%), *Baccharis* sp.1 (10%) e *Croton macrobothrys* (6,8%) foram as espécies com maior abundância, somando 78,3% do total de sementes germinadas. *Heptapleurum actinophyllum* foi a única espécie exótica arbórea ocorrendo no banco de sementes, mas foi representada por apenas um indivíduo. O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') foi de 2,42 nats.indiv⁻¹, enquanto o índice de dominância de Simpson (D) foi de 0,112.

Comparação entre estratos e grupos funcionais - O ranking de abundância das espécies apresentou a distribuição lognormal como melhor ajuste para os três estratos (figura 2). A MRRP não demonstrou diferenças significativas entre a composição florística da vegetação arbórea e dos estratos regenerantes ($A=0,24$; $p<0,01$). Espécies arbóreo-arbustivas pioneiras contribuíram proporcionalmente com maior riqueza (75,0%) e abundância (72,0%) relativas no banco de sementes e menor riqueza e abundância relativas no banco de plântulas (10,6% e 3,7%, respectivamente), enquanto as espécies tolerantes à sombra apresentaram maior riqueza (78,8%) e abundância (86,5%) relativas no banco de plântulas e vegetação arbórea (58,7% e 70,3%, respectivamente) (tabela 2). As espécies zoocóricas contribuíram com maior riqueza e abundância na vegetação arbórea e nos mecanismos de regeneração, enquanto a riqueza de espécies anemocóricas e autocóricas foi menor nos mecanismos de regeneração em relação à vegetação arbórea, entretanto, em conjunto, apresentaram uma abundância relativa maior nos mecanismos de regeneração (32,2%) do que na vegetação arbórea (28,5%) (tabela 2). O banco de sementes apresentou a menor média da massa de sementes ($0,12 \pm DP 0,36$) e apresentou diferença significativa com os demais estratos ($H = 128,17$, $p < 0,01$; Teste de Dunn, $p < 0,05$). A vegetação arbórea apresentou a maior média da massa de sementes ($0,42 \pm DP 0,87$), seguida do banco de plântulas ($0,32 \pm DP 0,54$) e não apresentaram diferenças significativas (figura 3). A média da densidade da madeira foi significativamente diferente entre os três estratos da vegetação, com o banco de plântulas apresentado a maior média ($0,69 \pm DP 0,13$), seguida da vegetação arbórea ($0,63 \pm DP 0,15$) e do banco de sementes ($0,53 \pm DP 0,11$) ($H = 112,54$, $p < 0,01$; Teste de Dunn, todos $p < 0,05$) (figura 4).

Discussão

Apesar do histórico de distúrbios e perturbações, o fragmento do GRU ainda apresenta elevada riqueza de espécies arbóreas pertencentes a famílias importantes na composição e estrutura da floresta montana do Planalto Atlântico Paulista, com o predomínio de espécies tolerantes à sombra e com síndrome de dispersão zoocórica (Dislich *et al.* 2001, Meireles & Shepherd 2015, Barretto & Catharino 2015, Silva *et al.* 2022). Entretanto, a abundância de espécies pioneiras na vegetação arbórea, a baixa frequência de espécies com elevada massa de sementes e de madeira

Tabela 1. Espécies amostradas na vegetação arbórea (VA), banco de plântulas (BP) e banco de sementes (BS) do fragmento florestal urbano no Aeroporto Internacional de Guarulhos, Estado de São Paulo, Brasil. Espécies exóticas (*) e Espécies plantadas (+). NuC: Número de Coletor (PRM: Pedro Rufino Martins, NT: Não Tombado). SD: Síndrome de Dispersão. ER: Estratégia de Regeneração. Zoo: Zoocórica. Ane: Anemocórica. Aut: Autocórica. P: Pioneira. TS: Tolerante à sombra. NC: Não Classificado.

Table 1. Sampled species in tree vegetation (VA), seedling bank (BP) and seed bank (BS) of urban forest fragment at Guarulhos International Airport, São Paulo State, Brazil. Being: Exotic (*) and afforestation (+) Species. NuC: Collector Number (PRM: Pedro Rufino Martins, NT: Not Tumbled). SD: Dispersal Syndrome. ER: Regeneration Strategy. Zoo: Zoochoric. Ane: Anemochoric. Aut: Autochoric. P: Pioneer. TS: shade tolerant. NC: Undetermined.

Família	Espécie	NuC	VA	BP	BS	SD	ER
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	PRM-31	1	0	0	Zoo	P
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	PRM-40	1	2	0	Zoo	TS
	<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	PRM-23	1	0	0	Zoo	P
Annonaceae	<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	PRM-33	1	0	0	Zoo	P
	<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	PRM-34	1	0	0	Zoo	TS
	<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	PRM-06	16	2	0	Zoo	P
Araliaceae	<i>Heptapleurum actinophyllum</i> (Endl.) Lowry & G.M. Plunkett *	PRM-24	5	15	1	Zoo	NC
	<i>Caryota urens</i> L.*	NT	1	0	0	Zoo	NC
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	NT	4	4	0	Zoo	TS
	<i>Dracaena arborea</i> (Willd.) Link *	PRM-25	1	0	0	Aut	NC
Asparagaceae	<i>Baccharis cf. montana</i> A.DC.	PRM-43	3	0	5	Ane	P
	<i>Baccharis</i> sp.1	NT	0	0	19	Ane	P
	<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	PRM-26	2	0	0	Ane	P
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	PRM-66	1	0	0	Ane	TS
	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	PRM-28	2	0	0	Zoo	P
Boraginaceae	<i>Cordia magnoliifolia</i> Cham.	PRM-29	4	2	0	Zoo	TS
	<i>Protium widgrenii</i> Engl.	PRM-17	35	9	0	Zoo	TS
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.+	PRM-47	1	0	0	Zoo	TS
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	PRM-41	1	0	45	Zoo	P
Celastraceae	<i>Monteverdia evonymoides</i> (Reissek) Biral	PRM-98	13	5	0	Zoo	TS
	<i>Monteverdia gonoclada</i> (Mart.) Biral	PRM-32	7	8	0	Zoo	TS
Clusiaceae	<i>Clusia criuva</i> Cambess.+	PRM-30	2	0	0	Zoo	P
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	PRM-91	2	0	0	Ane	TS
Dilleniaceae	<i>Dillenia indica</i> L.*	PRM-50	1	0	0	Zoo	NC
	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	PRM-101	30	22	0	Aut	TS
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	PRM-36	3	0	0	Zoo	P
	<i>Alchornea sidaefolia</i> Müll.Arg.	PRM-54	6	0	1	Zoo	P
	<i>Aleurites moluccanus</i> (L.) Willd. *	PRM-67	3	0	0	Zoo	NC
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	PRM-42	1	0	0	Aut	P
	<i>Croton macrobothrys</i> Baill.	PRM-38	1	1	12	Aut	P
	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	PRM-39	9	0	0	Aut	P
	<i>Joannesia princeps</i> Vell.+	PRM-44	3	1	0	Aut	TS
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	NT	0	0	2	Zoo	P

Tabela 1 (continuação)

Família	Espécie	NuC	VA	BP	BS	SD	ER
Fabaceae	<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.	PRM-100	1	0	0	Zoo	TS
	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	PRM-35	2	0	0	Zoo	TS
	<i>Bauhinia variegata</i> L. *	NT	1	0	0	Aut	P
	<i>Cassia leptophylla</i> Vogel *	PRM-68	2	0	0	Aut	TS
	<i>Centrolobium robustum</i> (Vell.) Mart. ex Benth. +	PRM-58	5	0	0	Ane	TS
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth. +	PRM-52	6	25	0	Ane	TS
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	PRM-58	12	4	0	Zoo	TS
	<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	PRM-37	1	0	0	Ane	TS
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong +	PRM-45	8	0	0	Aut	P
	<i>Erythrina speciosa</i> Andrews +	PRM-61	1	0	0	Aut	P
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima +	PRM-84	1	0	0	Ane	P
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	PRM-63	7	0	0	Ane	TS
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	PRM-72	2	9	0	Ane	TS
	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	PRM-81	1	0	0	Ane	TS
	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	PRM-88	2	4	0	Ane	TS
Fabaceae	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	PRM-89	7	5	0	Ane	TS
	<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f. +	PRM-75	1	4	0	Ane	TS
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	PRM-89	0	6	0	Aut	P
	<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	PRM-74	1	2	0	Ane	TS
	<i>Samanea saman</i> (Jacq.) Merr.*	PRM-89	8	0	0	Aut	P
Hypericaceae	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	PRM-76	6	0	1	Aut	P
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	PRM-101	1	1	0	Aut	P
	<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy	PRM-49	6	0	7	Zoo	TS
Lamiaceae	<i>Vitex polygama</i> Cham.	PRM-82	1	0	0	Zoo	TS
Lauraceae	<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	PRM-48	1	0	0	Zoo	TS
	<i>Cinnamomum stenophyllum</i> (Meisn.) Vattimo-Gil	PRM-77	2	0	0	Zoo	TS
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	PRM-79	4	0	0	Zoo	TS
Lauraceae	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	PRM-94	24	0	0	Zoo	TS
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	PRM-92	0	1	0	Zoo	TS
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	PRM-105	5	0	0	Zoo	P
	<i>Ocotea beulahiae</i> J.B. Baitello	PRM-127	7	0	0	Zoo	TS
	<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo-Gil	PRM-131	5	0	0	Zoo	TS
	<i>Ocotea lanata</i> (Nees & Mart.) Mez	PRM-124	0	1	0	Zoo	TS
	<i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez	PRM-106	0	1	0	Zoo	TS
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	PRM-141	2	0	0	Zoo	TS
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	PRM-149	1	2	0	Zoo	TS
	<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	PRM-116	2	0	0	Zoo	TS
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	PRM-140	15	0	0	Ane	TS
Malvaceae	<i>Hibiscus tiliaceus</i> L.*	PRM-125	1	0	0	Aut	---

Tabela 1 (continuação)

Família	Espécie	NuC	VA	BP	BS	SD	ER
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	PRM-18	6	0	5	Ane	P
	<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc. +	PRM-104	3	0	0	Ane	TS
	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	PRM-93	1	0	0	Ane	---
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp.	NT	0	0	3	Zoo	P
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	PRM-155	1	0	0	Ane	TS
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	PRM-147	7	14	0	Zoo	TS
	<i>Melia azedarach</i> L.*	PRM-138	2	0	0	Zoo	P
	<i>Swietenia macrophylla</i> King +	PRM-150	1	0	0	Ane	---
Moraceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.	PRM-111	1	0	0	Zoo	P
	<i>Ficus natalensis</i> subsp. <i>leprieurii</i> (Miq.) C.C.Berg *	PRM-85	1	0	0	Zoo	---
	<i>Ficus</i> sp.	NT	1	7	0	Zoo	---
Myrtaceae	<i>Campomanesia</i> sp.	PRM-157	1	0	0	Zoo	TS
	<i>Eugenia dodonaeifolia</i> Cambess.	PRM-114	1	0	0	Zoo	TS
	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	PRM-144	1	9	0	Zoo	TS
	<i>Eugenia kleinii</i> D.Legrand & Kausel	PRM-148	2	0	0	Zoo	TS
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	PRM-159	6	3	0	Zoo	TS
	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	PRM-110	1	4	0	Zoo	TS
	<i>Myrcia</i> sp.1	PRM-96	9	5	0	Zoo	---
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	PRM-22	15	27	0	Zoo	TS
	<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	PRM-123	0	3	0	Zoo	TS
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	PRM-146	10	13	0	Zoo	TS
	<i>Psidium myrtoides</i> O.Berg	PRM-07	1	8	0	Zoo	TS
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	PRM-139	9	0	0	Zoo	TS
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	PRM-113	4	1	4	Zoo	P
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	PRM-95	0	1	0	Zoo	TS
Rubiaceae	<i>Faramea montevidensis</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	PRM-09	52	15	0	Zoo	TS
Rubiaceae	<i>Ixora venulosa</i> Benth.	PRM-78	1	0	0	Zoo	TS
	<i>Palicourea sessilis</i> (Vell.) C.M.Taylor	PRM-107	5	0	0	Zoo	TS
Rutaceae	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	PRM-103	2	10	0	Aut	TS
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	PRM-132	4	2	8	Zoo	TS
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	PRM-70	9	10	33	Zoo	TS
	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	PRM-115	3	0	0	Zoo	TS
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	PRM-128	32	0	0	Zoo	P
Sapindaceae	<i>Xylosma tweedianum</i> (Clos) Eichler	PRM-80	1	0	0	Zoo	P
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	PRM-91	5	15	0	Zoo	TS
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	PRM-126	1	2	0	Zoo	TS
	<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	PRM-137	5	0	0	Zoo	TS
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	PRM-02	1	1	0	Zoo	TS
Solanaceae	<i>Cestrum schlechtendalii</i> G.Don	NT	0	4	0	Zoo	TS
Solanaceae	<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	PRM-122	2	0	0	Zoo	P
Styracaceae	<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	PRM-130	2	0	0	Aut	P
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	NT	0	0	28	Zoo	P
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	PRM-119	1	0	1	Zoo	P

Tabela 1 (continuação)

Família	Espécie	NuC	VA	BP	BS	SD	ER
Vochysiaceae	<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	PRM-135	5	6	0	Ane	TS
	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	PRM-102	1	0	0	Ane	TS
Indeterminadas	Indet. 1	NT	1	0	0	---	---
	Indet. 2	NT	1	0	0	---	---
	Indet. 3	NT	0	1	0	---	---
	Indet. 4	NT	0	1	0	---	---

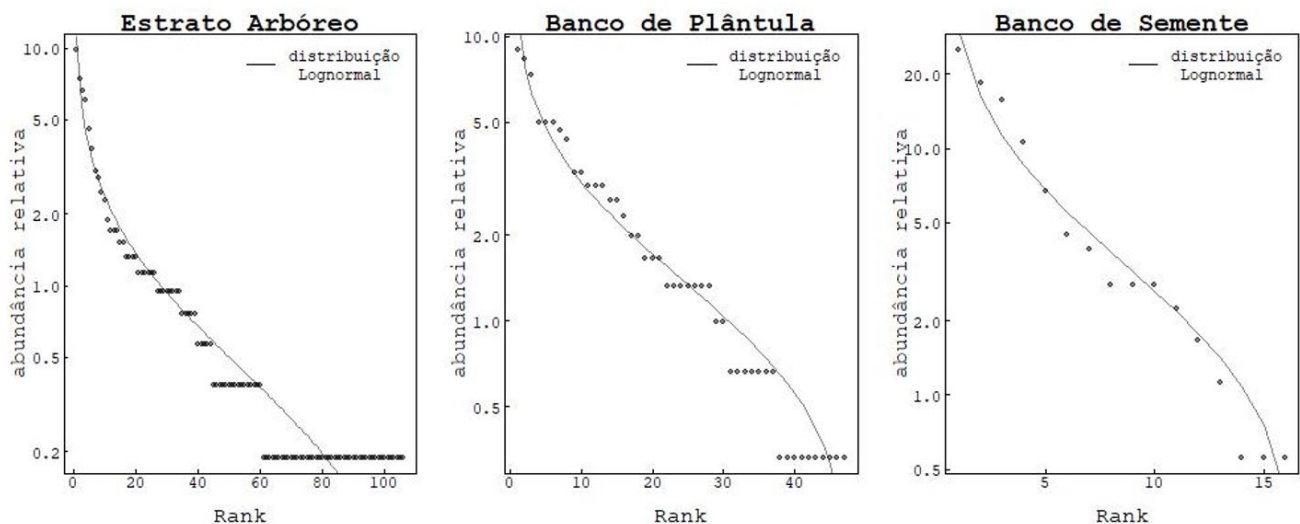


Figura 2. Diagrama de Whittaker para o estrato arbóreo, banco de plântula e banco de sementes do fragmento florestal urbano no Aeroporto Internacional de Guarulhos, Estado de São Paulo, Brasil. A linha sólida representa o ajuste do modelo de distribuição lognormal e geométrica.

Figure 2. Whittaker diagram for the tree stratum, seedling and soil seed bank of the urban forest fragment at Guarulhos International Airport, São Paulo State, Brazil. The solid line represents the fit of the lognormal and geometric distribution model.

Tabela 2. Riqueza e abundância absoluta e relativa (%) dos parâmetros funcionais (síndrome de dispersão e estratégia de regeneração) na vegetação arbórea, banco de plântulas e banco de sementes do fragmento florestal urbano no Aeroporto Internacional de Guarulhos, Estado de São Paulo, Brasil.

Table 2. Absolute and relative (%) richness and abundance of functional parameters (dispersal syndrome and regeneration strategy) in tree vegetation, seedling and seed bank in the urban forest fragment at Guarulhos International Airport, São Paulo State, Brazil).

	Riqueza			Abundância		
	Vegetação Arbórea	Banco de Plântulas	Banco de Sementes	Vegetação Arbórea	Banco de Plântulas	Banco de Sementes
Síndrome de dispersão						
Zoocoria	68 (62,4%)	32 (68,2%)	11 (68,7%)	378 (71,0%)	200 (67,1%)	133 (76%)
Anemocoria	23 (21,1%)	7 (14,9%)	3 (18,8%)	75 (14,1%)	55 (18,5%)	29 (16,6%)
Autocoria	16 (14,7%)	6 (12,8%)	2 (12,5%)	77 (14,4%)	41 (13,7%)	13 (7,4%)
Não Classificado	2 (1,8%)	2 (4,1%)	0	2 (0,5%)	2 (0,7%)	0
Estratégia de Regeneração						
Pioneira	32 (29,4%)	5 (10,6%)	12 (75%)	131 (24,6%)	11 (3,7%)	126 (72%)
Tolerante à Sombra	64 (58,7%)	37 (78,8%)	3 (18,7%)	374 (70,3%)	258 (86,5%)	48 (27,4%)
Não Classificado	13 (11,9%)	5 (10,6%)	1 (6,3%)	27 (5,1%)	29 (9,8%)	1 (0,6%)

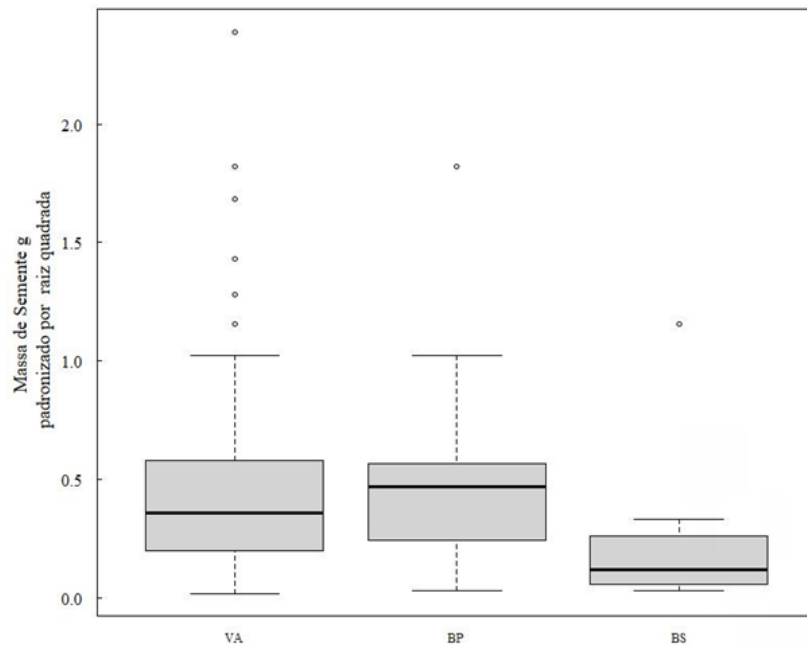


Figura 3. Boxplot da massa das sementes (g) do estrato arbóreo (ES), banco de plântulas (BP) e banco de sementes (BS) do fragmento florestal urbano do Aeroporto Internacional de Guarulhos, Estado de São Paulo, Brasil).

Figure 3. Boxplot of the seed mass (g) from tree stratum (ES), seedling bank (BP) and seed bank (BS) of the urban forest fragment at Guarulhos International Airport, São Paulo State, Brazil).

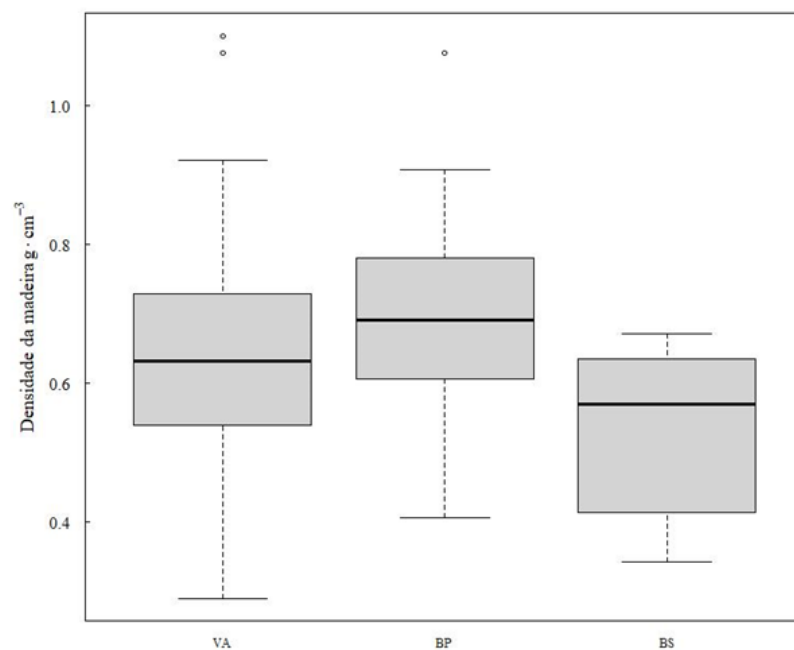


Figura 4. Boxplot da densidade da madeira (g.cm^3) do estrato arbóreo (ES), banco de plântulas (BP) e banco de sementes (BS) do fragmento florestal urbano do Aeroporto Internacional de Guarulhos, Estado de São Paulo, Brasil.

Figure 4. Boxplot of the wood density (g.cm^3) from tree stratum (ES), seedling bank (BP) and seed bank (BS) of the urban forest fragment at Guarulhos International Airport, São Paulo State, Brazil.

densa e a presença de espécies invasoras nos mecanismos de regeneração sugerem que o fragmento tem experimentado um processo de secundarização florestal que pode afetar continuamente sua estrutura, composição florística e funcional.

A vegetação arbórea do fragmento do GRU está composta predominantemente por espécies arbóreas frequentes na flora regional, destacando-se *Ixora venulosa*, *Ocotea beulahiae* e *Vismia brasiliensis* como espécies pouco frequentes nos fragmentos do Planalto Atlântico Paulista. *Ocotea beulahiae* é uma espécie considerada em perigo de extinção e com poucas populações conhecidas no Estado de São Paulo (Baitello *et al.* 1993, CNCFlora 2012). Isto indica que fragmentos florestais urbanos também podem deter elevada riqueza de espécies e contribuir com a manutenção de populações de espécies pouco frequentes na matriz regional (Metzger 2000, Cielo Filho & Santin 2002, Farah *et al.* 2014, Sfair *et al.* 2016).

Os mecanismos de regeneração detiveram metade das espécies nativas da vegetação arbórea remanescente no fragmento do GRU. A abundância das espécies na vegetação arbórea e nos mecanismos de regeneração se ajustaram à distribuição lognormal, frequentemente observada em comunidades de plantas em florestas tropicais, e se caracteriza por uma curvatura positiva superior e uma curvatura negativa inferior, devido a ocorrência de poucas espécies muito dominantes e algumas muito raras na comunidade (Ulrich *et al.* 2010, Magurran & McGill 2011). Em comunidades tropicais é frequente observar populações de espécies arbóreas abundantes no dossel, mas que são raras ou mesmo ausentes na fase de plântulas e de plantas jovens (Swaine & Hall 1988). Entretanto, no fragmento do GRU, as espécies mais abundantes no banco de plântulas são as mais abundantes na vegetação arbórea, sugerindo que um conjunto menor de espécies domina em abundância na vegetação arbórea e nos mecanismos de regeneração.

As diferentes estratégias de germinação entre espécies pioneiras e tolerantes à sombra estão associadas a riqueza, densidade e presença em ambos ou em um dos mecanismos de regeneração (Baider *et al.* 2001, Alves & Metzger 2006). *Pera glabrata*, *Zanthoxylum rhoifolium* e *Casearia decandra* foram observadas no estrato arbóreo e nos dois mecanismos de regeneração. Dentre as espécies mais abundantes na vegetação arbórea, *Faramea montevidensis*, *Actinostemon concolor*, *Myrcia splendens* e *Myrciaria floribunda* apresentaram densidade similar na vegetação arbórea e no banco de plântulas, enquanto *Cupania vernalis*, *Guarea macrophylla*, *Esenbeckia grandiflora* e *Machaerium hirtum* foram mais abundantes no banco de plântulas, sugerindo a manutenção de suas populações ao longo do tempo no fragmento do GRU.

No banco de sementes do GRU foram observadas espécies dos gêneros *Baccharis*, *Trema*, *Pera* e *Vismia*, frequentes em banco de sementes de formações florestais secundárias da Floresta Atlântica (Baider *et al.* 1999, Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002, Vinha *et al.* 2011). Entretanto observamos uma baixa riqueza de famílias com espécies com potencial de recrutamento através do banco de sementes, como Asteraceae, Melastomataceae e

Myrsinaceae. Essas famílias apresentavam maior riqueza na vegetação arbórea antes do corte raso no entorno do fragmento, o que sugere que esses táxons se extinguíram localmente (Gandolfi *et al.* 1995).

Sapium glandulosum, *Cecropia pachystachya* e *Miconia* sp. ocorreram no banco de sementes, mas não foram amostradas na vegetação e no banco de plântulas do fragmento. Espécies arbóreas pioneiras pertencentes aos gêneros *Cecropia* e *Miconia* não formam bancos de sementes permanentes (Alvarez-Buylla & Martínez-Ramos 1990, Dalling *et al.* 1998, Gallery *et al.* 2007) e sua presença neste estrato regenerante sugere que podem eventualmente ter se dispersado através da fauna a partir de áreas florestais próximas (Dalling & Brown 2009). Apesar da possível permeabilidade do fragmento a entrada de espécies pioneiras, sua ausência no banco de plântulas e na vegetação sugere que espécies destes gêneros encontram barreiras locais para sua colonização e desenvolvimento.

As espécies nativas e exóticas utilizadas no reflorestamento são importantes na estrutura vertical do fragmento do GRU, mas somente quatro ocorreram no banco de plântulas geralmente em baixa densidade, destacando-se *Centrolobium tomentosum*, por sua alta densidade nesse estrato. A ausência da maioria dessas espécies nos mecanismos de regeneração sugere a baixa capacidade de manutenção dessas populações, tendendo a serem substituídas por espécies mais competitivas e adaptadas a distúrbios no longo prazo. *Heptapleurum actinophyllum* foi a única espécie exótica invasora, advinda do paisagismo urbano, presente na vegetação arbórea, sendo a segunda mais abundante no banco de plântulas, mas com baixa abundância no banco de sementes. Embora sua baixa densidade no banco de sementes possa estar relacionada ao período da amostragem de solo, sua alta abundância no banco de plântulas sugere que este pode ser sua principal via de regeneração.

Espécies da família Araliaceae têm sido observadas como invasoras de fragmentos florestais na Floresta Atlântica e muitas delas são facultativamente terrestres, o que aumenta sua capacidade de dispersão na matriz urbana (Dislich & Mantovani 1998, Frodin *et al.* 2010, Zotz *et al.* 2021). *H. actinophyllum* apresentou-se como uma arvoreta monocaule, mas também foi observada como hemiepífita. O consumo dos frutos de *H. actinophyllum* por um número elevado de aves generalistas favorece a dispersão de suas sementes no ambiente urbano, facilitando o processo de invasão e o estabelecimento em diferentes microhabitats (Silva 2015, Marciniak *et al.* 2020, Badalamenti 2021). Aspectos da fisiologia da germinação das sementes de *H. actinophyllum* não são conhecidos e compreender a longevidade das sementes no solo e os parâmetros requeridos para sua germinação podem fornecer informações relevantes para seu controle populacional.

A composição funcional da vegetação arbórea e dos mecanismos de regeneração apresentou diferenças na riqueza e abundância de espécies pioneiras e tolerantes à sombra e nas síndromes de dispersão. Em florestas tropicais não perturbadas, espécies de árvores pioneiras representam apenas 2 a 3% da riqueza de espécies arbóreas no dossel

florestal (Swaine & Whitmore 1988). Na vegetação arbórea do GRU, as espécies tolerantes à sombra correspondem a 52,8% da riqueza total e 58,7% dos indivíduos. Antes da supressão do entorno do fragmento, espécies tolerantes à sombra representavam cerca de 75% da riqueza de espécies arbóreas (Gandolfi *et al.* 1995), denotando um aumento na abundância de espécies pioneiras na composição e estrutura do fragmento do GRU. Apesar da menor riqueza de espécies anemocóricas e autocóricas nos mecanismos de regeneração, estas apresentaram uma abundância relativa maior (32,2%) nos mecanismos de regeneração em relação à vegetação arbórea (28,5%). O recrutamento contínuo das espécies com síndromes de dispersão abiótica pode alterar o espectro de dispersão na vegetação arbórea do fragmento do GRU (Martins *et al.* 2014).

Os dois mecanismos de regeneração apresentaram impactos antrópicos e ambos estão susceptíveis à invasão biológica. As menores médias de massa de sementes e da densidade da madeira no banco de sementes estão relacionadas ao predomínio de espécies pioneiras com madeira leve e sementes pequenas que conseguem manter sementes no solo, e onde espécies tolerantes à sombra, com sementes maiores são ausentes, independentemente do estágio de sucessão florestal (Baider *et al.* 2001, Dalling & Brown 2009). Entretanto, no banco de sementes do fragmento do GRU, a alta abundância de espécies herbáceas ruderais e a baixa riqueza e abundância de espécies arbóreas pioneiras são comparáveis com áreas florestais urbanas e perturbadas da Floresta Atlântica, o que sugere que o efeito de borda e a permeabilidade no dossel favorecem a entrada e o estabelecimento de espécies ruderais (Lindner 2009, Vinha *et al.* 2011, Franco *et al.* 2012, Grombone-Guaratini *et al.*, 2014, Kunz & Martins 2016). Espécies pioneiras geralmente utilizam o banco de sementes como mecanismo de recrutamento e são importantes para a recuperação florestal em clareiras de origem antrópica no Planalto Atlântico Paulista (Arzolla *et al.* 2020). A baixa riqueza de espécies arbóreas pioneiras limita a capacidade do banco de sementes do fragmento do GRU responder com o recrutamento de espécies diante a distúrbios antrópicos e naturais, como a perda de indivíduos de maior porte de sua vegetação arbórea.

As espécies zoocóricas e tolerantes à sombra foram dominantes no banco de plântulas, como esperado para florestas em estágio médio e avançado de sucessão, mas deteve parte da riqueza florística e da composição funcional da vegetação arbórea (Alves & Metzger 2006, Berenguer *et al.* 2018, Silva *et al.* 2022). A menor riqueza de espécies pioneiras no banco de plântulas do que na vegetação arbórea, resultou em uma média da densidade da madeira maior para o banco de plântulas, enquanto a ausência de espécies com maior massa de semente no banco de plântulas promoveu uma média menor para a massa de semente do que a da vegetação arbórea. Tabarelli *et al.* (1999) observaram um aumento na importância relativa de Fabaceae e Euphorbiaceae em fragmentos pequenos e de tamanho médio no Planalto Atlântico Paulista, famílias ricas na vegetação arbórea e no banco de plântulas do fragmento do GRU. Dentre as espécies mais abundantes no banco de

plântulas do fragmento do GRU, muitas são pertencentes a essas famílias, e várias delas não apresentam massa de semente e densidade da madeira altas e seu recrutamento contínuo pode alterar a estrutura e a capacidade de estoque de carbono do fragmento (Alves & Metzger 2006, Berenguer *et al.* 2018).

Apesar das diferenças nos atributos da densidade da madeira e da massa das sementes estarem associadas às estratégias de regeneração das espécies arbóreas, a seleção de espécies de crescimento rápido nos mecanismos de regeneração demonstra que o processo de secundarização florestal encontra-se estabelecido no fragmento. Muitas espécies presentes nos mecanismos de regeneração estão adaptadas aos distúrbios locais, sendo árvores de menor porte, e seu recrutamento contínuo pode promover mudanças graduais na estrutura vertical do fragmento do GRU e ocasionar uma sucessão retrogressiva a estádios pioneiros, alterando sua composição florística e funcional (Tabarelli *et al.* 2008, Dalling & Brown 2009, Santo-Silva *et al.* 2013, Comita *et al.* 2007, Zuñe-da-Silva *et al.* 2022, Sfair *et al.* 2016).

As modificações na estrutura e dinâmica das comunidades remanescentes e os ajustes das espécies à fragmentação podem durar décadas (Turner & Corlett 1996, Metzger, 2000). O fragmento apresentou uma elevada riqueza de espécies arbóreas, entretanto muitas com baixa densidade. O isolamento e o tamanho reduzido do fragmento limitam as chances de dispersão, estabelecimento e recrutamento de espécies da flora regional e torna o fragmento dependente dos mecanismos de regeneração locais como fonte de espécies em resposta aos distúrbios (Palma *et al.* 2020). Apesar da predominância de espécies arbóreas autóctones, tanto o banco de plântulas quanto o banco de sementes estão susceptíveis à invasão biológica e apresentaram impactos antrópicos, como a baixa riqueza de espécies pioneiras no banco de sementes e a elevada abundância no banco de plântulas de espécies abundantes na vegetação arbórea com menores densidade da madeira e massa da semente. O recrutamento contínuo das espécies de crescimento rápido no banco de plântulas pode intensificar a sucessão retrogressiva a estádios pioneiros no fragmento do GRU. Estratégias de manejo de espécies exóticas e herbáceas ruderais e o enriquecimento por plantio de espécies arbóreas nativas da flora regional podem auxiliar na manutenção da estrutura e composição florística e funcional do fragmento e fortalecer os serviços ecossistêmicos que fragmentos florestais provêm em matrizes urbanas.

Agradecimentos

Ao Aeroporto Internacional de Guarulhos, por permitir a realização da coleta; ao Instituto de Biologia da USP, em especial ao Prof. Dr. Sérgio Tadeu Meirelles, pelo uso da estufa; aos especialistas do Instituto Florestal e do Departamento de Biologia Vegetal da Unicamp, pelo auxílio na identificação do material botânico; e ao Dr. Renato Augusto Ferreira de Lima por disponibilizar os dados de densidade da madeira e de massa de sementes da base de dados *Treeco*. Agradecemos ao gestor ambiental Samuel Cortez Domingues e ao M.Sc. Bruno Cardoso do Amaral,

pela coleta do banco de sementes e estrato arbóreo; e ao M.Sc. Paulo Jancar Curi, pelo auxílio na coleta do banco de plântulas.

Contribuições dos autores

Pedro Rufino Martins: realizou os experimentos, coletou e analisou os dados e preparou o manuscrito.

Daniella Vinha: contribuiu com ideias para o estudo, analisou os dados, preparou e revisou o manuscrito.

Leonardo Dias Meireles: planejou e supervisionou o estudo, analisou os dados, identificou espécies, preparou e revisou o manuscrito.

Conflito de interesses

Os autores declaram que não há conflito de interesses.

Literatura citada

- Aguiar, A.V. & Tabarelli, M.** 2010. Edge effects and seedling bank depletion: the role played by the early successional palm *Attalea oleifera* (Arecaceae) in the Atlantic Forest. *Biotropica* 42: 158-166.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., de Moraes Gonçalves, J.L. & Sparovek, G.** 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22: 711-728.
- Alvarez-Buylla, E.R. & Martínez-Ramos, M.** 1990. Seed bank versus seed rain in the regeneration of a tropical pioneer tree. *Oecologia* 84: 314-325.
- Alves, L.F. & Metzger, J.P.** 2006. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica* 6: 1-26.
- APG IV.** 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* 181: 1-20.
- Arzolla, F.A.R.D.P., Vilela, F.E.S.P., Paula, G.C.R. & Shepherd, G.J.** 2020. Estrutura de clareiras de origem antrópica na Serra da Cantareira, SP, Brasil. *Revista do Instituto Florestal* 32: 215-237.
- Awade, M. & Metzger, J.P.** 2008. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecology* 33: 863-871.
- Badalamenti, E.** 2021. First record of *Heptapleurum arboricola* Hayata (Araliaceae) as a casual non-native woody plant in the Mediterranean area. *Bioinvasions Records* 10: 805-815.
- Baider, C., Tabarelli, M. & Mantovani, W.** 1999. O banco de sementes de um trecho de uma floresta atlântica montana (São Paulo – Brasil). *Revista Brasileira de Biologia* 59: 319-328.
- Baider, C., Tabarelli, M. & Mantovani, W.** 2001. The soil seed bank during Atlantic Forest regeneration in Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 61: 35-44.
- Baitello, J.B., Aguiar, O.T. de, Rocha, F.T., Pastore, J.A. & Esteves, R.** 1993. Estrutura fitossociológica da vegetação arbórea da Serra da Cantareira (SP) – Núcleo Pinheirinho. *Revista do Instituto Florestal* 5: 133-161.
- Barbosa, L.M., Shirasuna, R.T., Lima, F.C., Ortiz, P.R.T., Barbosa, K.C.B. & Barbosa, T.C.** 2017. Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo. Instituto do Botânica, São Paulo.
- Barretto, E.H.P. & Catharino, E.L.M.** 2015. Florestas maduras da região metropolitana de São Paulo: diversidade, composição arbórea e variação florística ao longo de um gradiente litoral-interior, Estado de São Paulo, Brasil. *Hoehnea* 42: 445-469.
- Berenguer, E., Gardner, T.A., Ferreira, J., Aragão, L.E.O.C., Nally, R., Thomson, J.R., Vieira, I.C.G. & Barlow, J.** 2018. Seeing the woods through the saplings: using wood density to assess the recovery of human-modified Amazonian forests. *Journal of Ecology* 106: 2190-2203.
- Bierwagen, B.G.** 2007. Connectivity in urbanizing landscapes: The importance of habitat configuration, urban area size, and dispersal. *Urban Ecosystems* 10: 29-42.
- Buckeridge, M.** 2015. Árvores urbanas em São Paulo: planejamento, economia e água. *Estudos Avançados* 29: 85-101.
- Carvalho, G.** 2020. Flora: tools for interacting with the Brazilian Flora. Disponível em <https://CRAN.R-project.org/package=flora> (acesso em 18-II-2023).
- Catharino, E.L.M., Bernacci, L.C., Franco, G.A.D.C., Durigan, G. & Metzger, J.P.** 2006. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica* 6: 1-28.
- Cheptou, P-O., Hargreaves, A.L., Bonte, D. & Jacquemyn, H.** 2016. Adaptation to fragmentation: evolutionary dynamics driven by human influences. *Philosophical Transactions of Royal Society B* 372: 20160037.
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M.S., Delitti, W.B.C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P.M., Goodman, R.C., Henry, M., Martínez-Yrizar, A., Mugasha, W.A., Muller-Landau, H.C., Mencuccini, M., Nelson, B.W., Ngomanda, A., Nogueira, E.M., Ortiz-Malavassi, E., Péliissier, R., Ploton, P., Ryan, C.M., Saldarriaga, J.G. & Vieilledent, G.** 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology* 20: 3177-3190.
- Cielo Filho, R. & Santin, D.A.** 2002. Estudo florístico e fitossociológico de um fragmento florestal urbano: Bosque dos Alemães, Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 25: 291-301.
- CNCFlora.** 2012. *Ocotea beulahiae* in Lista Vermelha da flora brasileira versão 2012.2. Disponível em <http://cncflora.jbrj.gov.br/porta/pt-br/profile/Ocotea-beulahiae> (acesso em 18-II-2023).
- Cote, J., Bestion, E., Jacob, S., Travis, J., Legrand, D. & Baguette, M.** 2017. Evolution of dispersal strategies

- and dispersal syndromes in fragmented landscapes. *Ecography* 40: 56–73.
- Dalling, J.W. & Brown, T.A.** 2009. Long-term persistence of pioneer species in tropical rain forest soil seed banks. *The American Naturalist* 173: 531–535.
- Dalling, J.W., Swaine, M.D. & Garwood, N.C.** 1998. Dispersal patterns and seed bank dynamics of pioneer trees in moist tropical forest. *Ecology* 79: 564–578.
- Diniz, H.N. & Duarte, U.** 1996. Caracterização geológica e hidrogeológica da Bacia Hidrográfica do Rio Baquirivu-Guaçu na região de Guarulhos-SP. *Revista Universidade Guarulhos. Geociências* 1: 51–61.
- Dislich, R., Cersosimo, L. & Mantovani, W.** 2001. Análise da estrutura de fragmentos florestais no Planalto Paulistano – SP. *Revista Brasileira de Botânica* 24: 321–332.
- Dislich, R. & Mantovani, W.** 1998. A Flora de epífitas vasculares da Reserva da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira” (São Paulo, Brasil). *Boletim de Botânica* 17: 61–83.
- Dislich, R. & Pivello, V.G.** 2002. Tree structure and species composition changes in an urban tropical forest fragment (São Paulo, Brazil) during a five-year interval. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 20: 1–11.
- Dobbs, C., Kendal, D. & Nitschke, C.R.** 2014. Multiple ecosystem services and disservices of the urban forest establishing their connections with landscape structure and sociodemographics. *Ecological Indicators* 43: 44–55.
- Duinker, P., Ordóñez, C., Steenberg, J., Miller, K., Toni, S. & Nitoslawski, S.** 2015. Trees in Canadian cities: indispensable life form for urban sustainability. *Sustainability* 7: 7379–7396.
- Farah, F.T., Rodrigues, R.R., Santos, F.A.M., Tamashiro, J.Y., Shepherd, G.J., Siqueira, T., Batista, J.L.F. & Manly, B.J.F.** 2014. Forest destructuring as revealed by the temporal dynamics of fundamental species – Case study of Santa Genebra Forest in Brazil. *Ecological Indicators* 37: 40–44.
- Ferreira, M.L., Souza, L.C., Conti, D.M., Quaresma, C.C., Tavares, A.R., Silva, K. G., Kniess, C.T. & Camargo, P.** 2018. Soil biodiversity in urban forests as a consequence of litterfall management: implications for São Paulo’s Ecosystem services. *Sustainability* 10: 1–13.
- Flora e Funga do Brasil.** Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em <http://floradobrasil.jbrj.gov.br> (acesso em 18-II-2023).
- Fonseca, G.A.B.** 1985. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 34: 17–34.
- Franco, B.K.S., Martins, S.V., Faria, P.C.L. & Ribeiro, G.A.** 2012. Densidade e composição florística do banco de sementes de um trecho de floresta estacional semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. *Revista Árvore* 36: 423–432.
- Frodin, D.G., Lowry II, P.P. & Plunkett, G.M.** 2010. *Schefflera* (Araliaceae): taxonomic history, overview and progress. *Plant Diversity and Evolution* 128: 561–595.
- Gallery, R.E., Dalling, J.W. & Arnold, A.E.** 2007. Diversity, host affinity, and distribution of seed-infecting fungi: a case study with *Cecropia*. *Ecology* 88: 582–588.
- Gandolfi, S.** 1991. Estudo Florístico e Fitossociológico de uma Floresta Residual na Área do Aeroporto Internacional de São Paulo, Município de Guarulhos, SP (Dissertação de Mestrado). Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Gandolfi, S., Leitão-Filho, H. de F. & Bezerra, C.L.F.** 1995. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 55: 753–767.
- Gomes, E.P.C., Mantovani, W., Kageyama, P.Y.** 2003. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63: 47–60.
- Grombone-Guaratini, M.T., Alves, L.F., Vinha, D. & Franco, G.A.D.C.** 2014. Seed rain in areas with and without bamboo dominance within an urban fragment of the Atlantic Forest. *Acta Botanica Brasilica* 28: 76–85.
- Grombone-Guaratini, M.T. & Rodrigues, R.R.** 2002. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 18: 759–774.
- Harper, J.L.** 1977. *Population Biology of Plants*. Academic Press. New York.
- Heerdt, G.N.J. ter, Verweij, G.L., Bekker, R.M. & Bakker, J.P.** 1996. An improved method for seed-bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology* 10: 144–151.
- Hirata, J.K.S.** 2006. Florística e estrutura do componente arbóreo de trilhas do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP (Dissertação de Mestrado). Instituto de Botânica, São Paulo.
- IBGE.** 2012. Fundação Instituto Brasileiro de geografia e Estatística. Manual técnico da vegetação brasileira. 2 ed, Rio de Janeiro.
- Joly, C.A., Metzger, J.P. & Tabarelli, M.** 2014. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist* 204: 459–473.
- Kraft, N.J.B. & Ackerly, D.D.** 2010. Functional trait and phylogenetic tests of community assembly across spatial scales in an Amazonian forest. *Ecological Monographs*, 80: 401–422.
- Kunz, S.H. & Martins, S.V.** 2016. Soil seed bank in seasonal semideciduous forest and abandoned pasture. *Revista Árvore* 40: 991–1001.
- Larjavaara, M. & Muller-Landau, H.C.** 2010. Rethinking the value of high wood density. *Functional Ecology*: doi: 10.1111/j.1365-2435.2010.01698.x
- Legendre, P. & Legendre, L.** 1998. *Numerical Ecology*. 2 ed. Elsevier Science, Amsterdam.
- Liebsch, D., Marques, M.C.M. & Goldenberg, R.** 2008. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition

- and ecological features during secondary succession. *Biological Conservation* 141: 1717-1725.
- Lima, R.A.F. de, Mori, D.P., Pitta, G., Melito, M.O., Bello, C., Magnago, L.F., Zwiener, V.P., Saraiva, D.D., Marques, M.C.M., Oliveira, A.A. de & Prado, P.I.** 2015. How much do we know about the endangered Atlantic Forest? Reviewing nearly 70 years of information on tree community surveys. *Biodiversity Conservation* 24: 2135-2148.
- Lindner, A.** 2009. A rapid assessment approach on soil seed banks of Atlantic Forest sites with different disturbance history in Rio de Janeiro, Brazil. *Ecological Engineering* 35: 829-835.
- Lippok, D., Walter, F., Hensen, I., Beck, S.G. & Schleuning, M.** 2013. Effects of disturbance and altitude on soil seed banks of tropical montane forests. *Journal of Tropical Ecology* 29: 523-529.
- MacGregor-Fors, I., Escobar, F., Rueda-Hernández, R., Avendaño-Reyes, S., Baena, M., Bandala, V., Chacón-Zapata, S., Guillén-Servent, A., González-García, F., Lorea-Hernández, F., Montes de Oca, E., Montoya, L., Pineda, E., Ramírez-Restrepo, L., Rivera-García, E. & Utrera-Barrillas, E.** 2016. City "green" contributions: the role of urban greenspaces as reservoirs for biodiversity. *Forests* 7: 1-14.
- Magurran, A.E. & McGill, B.J.** 2011. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press, Oxford.
- Mansur, A.V., McDonald, R.I., Güneralp, B., Kim, H., Oliveira, J.A.P. de, Callaghan, C.T., Hamel, P., Kuiper, J.J., Wolff, M., Liebelt, V., Martins, I.S., Elmqvist, T. & Pereira, H.M.** 2022. Nature futures for the urban century: Integrating multiple values into urban management. *Environmental Science & Policy* 131: 46-56.
- Marciniak, B., Dechoum, M. de S. & Castellani, T.T.** 2020. The danger of non-native gardens: risk of invasion by *Schefflera arboricola* associated with seed dispersal by birds. *Biological Invasions* 22: 997-1010.
- Martins, V.F., Cazzoto, L.P.D. & Santos, F.A.M.** 2014. Espectro de dispersão de quatro formações florestais ao longo de um gradiente latitudinal da Mata Atlântica brasileira. *Biota Neotropica* 14: e20130003.
- Mazzarotto, A.D.S., Cubas, S. & Maranhão, L.T.** 2011. Florestas urbanas: métodos de avaliação para gestão das áreas verdes. *Floresta* 41: 501-518.
- McCune, B. & Mefford, M.J.** 2011. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data.
- Meireles, L.D. & Shepherd, G.J.** 2015. Structure and floristic similarities of upper montane forests in Serra Fina Mountain range, southeastern Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 29: 58-72.
- Metzger, J.P.** 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian Tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10: 1147-1161.
- Murcia, C.** 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10: 58-62.
- Oksanen, J., Simpson, G.L., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., de Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H.B.A., Fitz John, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M.O., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M.-H., Cunha, E.R., Smith, T., Stier, A., ter Braak, C.J.F. & Weedon, J.** 2022. *Vegan: community ecology package*. Disponível em <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html> (acesso em 18-II-2023).
- Palma, A.C., Goosem, M., Stevenson, P.R. & Laurance, S.G.W.** 2020. Enhancing plant diversity in secondary forests. *Frontiers in Forests and Global Change* 3: 1-10.
- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., Bret-Harte, M.S., Cornwell, W.K., Craine, J.M., Gurvich, D.E., Urcelay, C., Veneklaas, E.J., Reich, P.B., Poorter, L., Wright, I.J., Ray, P., Enrico, L., Pausas, J.G., de Vos, A.C., Buchmann, N., Funes, G., Quétier, F., Hodgson, J.G., Thompson, K., Morgan, H.D., ter Steege, H., Sack, L., Blonder, B., Poschlod, P., Vaieretti, M. v., Conti, G., Staver, A.C., Aquino, S. & Cornelissen, J.H.C.** 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 61: 167-234.
- R Development Core Team.** 2009. *R: A language and environment for statistical computing*.
- Reis, E., López-Iborra, G.M. & Pinheiro, R.T.** 2012. Changes in bird species richness through different levels of urbanization: Implications for biodiversity conservation and garden design in Central Brazil. *Landscape and Urban Planning* 107: 31-42.
- Réjou-Méchain, M., Tanguy, A., Piponiot, C., Chave, J. & Hérault, B.** 2017. Biomass: an R package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution* 8: 1163-1167.
- Rossi, L.** 1987. Flora arbóreo-arbustiva da mata da reserva da Cidade Universitária "Armando Salles Oliveira" São Paulo, SP (Dissertação de Mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Roy, S., Byrne, J. & Pickering, C.** 2012. A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban For Urban Green* 11: 351-363.
- Santos, H.G., Jacomine, P.K.T., Cunha dos Anjos, L.H., Oliveira, V.A., Lumbreras, J.F., Coelho, M.R., Almeida, J.A., Araújo Filho, J.C., Oliveira, J.B., Cunha, T.J.F.** 2018. *Sistema brasileiro de classificação de solo*. 5 ed. Embrapa, Brasília.
- Santo-Silva, E.E., Almeida, W.R., Melo, F.P.L., Zickel, C.S. & Tabarelli, M.** 2013. The nature of seedling assemblages in a fragmented tropical landscape: implications for forest regeneration. *Biotropica* 45: 386-394.

- Scoti, M.S.V., Araujo, M.M., Wendler, C.F. & Longhi, S.J.** 2011. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Estacional Decidual. *Ciência Florestal* 21: 459-472.
- Sfair, J.C., Arroyo-Rodríguez, V., Santos, B.A., Tabarelli, M.** 2016. Taxonomic and functional divergence of tree assemblages in a fragmented tropical forest. *Ecological Applications* 26: 1816-1826.
- Saulei, S.M. & Swaine, M. D.** 1988. Rain forest seed dynamics during succession at Gogol, Papua New Guinea. *Journal of Ecology* 76: 1133-1152.
- Shepherd, G.J.** 2010. FITOPAC. Versão 2.1. Campinas, SP: Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP.
- Silva, C.M., Silva, L.L., Souza, T.C., Dantas, T.C., Corrêa, S.M., Arbillá, G.** 2019. Main greenhouse gases levels in the largest secondary urban forest in the world. *Atmospheric Pollution Research* 10: 564-570.
- Silva, R.D.V., Cordeiro, I., Arzolla, F.A.R.D.P.** 2022. Florestas secundárias do Parque Estadual da Cantareira, São Paulo, SP, Brasil: Variações florísticas e estruturais. *Hoehnea* 49: e1082020.
- Silva, P.A.** 2015. Mutualism risky in the suburban area: fruits of exotic tree *Schefflera actinophylla* (Endl.) Harms (Araliaceae) benefit native birds that potentially disperse their seeds. *Ambiência* 11: 423-441.
- Steenberg, J.W.N., Duinker, P.N. & Nitoslawski, S.A.** 2019. Ecosystem-based management revisited: updating the concepts for urban forests. *Landscape and Urban Planning* 186: 24-35.
- Struffaldi De Vuono, Y.** 1985. Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta da Reserva Biológica do Instituto de Botânica (São Paulo, SP) (Tese de Doutorado). Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Swaine, M.D. & Whitmore, T.C.** 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75: 81-86.
- Tabarelli, M., Mantovani, W. & Peres, C.A.** 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91: 119-127.
- Tabarelli, M. & Peres, C. A.** 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation* 106: 165-176.
- Tabarelli, M., Lopes, A.V. & Peres, C.A.** 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. *Biotropica* 40: 657-661.
- Tomasulo, P.L.B.** 1995. Análise da composição florística e estrutura da vegetação como subsídio ao plano de manejo do Parque Municipal da Serra do Itapety, Mogi das Cruzes, SP (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Turner, I.M. & Corlett, R.T.** 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 330-333.
- Ulrich, W., Ollik, M. & Ugland, K.I.** 2010. A meta-analysis of species-abundance distributions. *Oikos* 119: 1149-1155.
- van der Pijl, L.** 1969. Principles of dispersal in higher plants. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- Viezzler, J., Schmidt, M.A.R., Reis, A.R.N., Freiman, F.P., Moraes, E.N. & Biondi, D.** 2022. Restoration of urban forests to reduce flood susceptibility: a starting point. *International Journal of Disaster Risk Reduction* 74: 1-12.
- Vinha, D., Alves, L.F., Zaidan, L.B.P. & Grombone-Guaratini, M.T.** 2011. The potential of the soil seed bank for the regeneration of a tropical urban forest dominated by bamboo. *Landscape and Urban Planning* 99: 178-185.
- Walck, J.L., Baskin, J.M., Baskin, C.C. & Hidayati, S.N.** 2005. Defining transient and persistent seed banks in species with pronounced seasonal dormancy and germination patterns. *Seed Science Research* 15: 189-196.
- Westoby, M., Leishman, M.R. & Lord, J.M.** 1996. Comparative ecology of seed size and seed dispersal. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 351: 1309-1318.
- Whitmore, T.C.** 1996. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestion for further enquiry. In: Swaine, M.D. (Ed.), *The Ecology of Tropical Forest Tree Seedlings*. UNESCO/Parthenon, Paris, pp. 3-39.
- Zheng, J. Guo, Z. & Wang, X.** 2017. Seed mass of angiosperm woody plants better explained by life history traits than climate across China. *Scientific Reports* 7: 1-11.
- Zotz, G., Almeda, F., Bautista-Bello, A.P., Eskov, A., Giraldo-Cañas, D., Hammel, B., Harrison, R., Köster, N., Krömer, T., Lowry, P.P., Moran, R.C., Plunkett, G.M. & Weichgrebe, L.** 2021. Hemiepiphytes revisited. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 51: 125620.
- Zuñe-da-Silva, F., Rodrigues, P. J. F. P., Rojas-Idrogo, C., Delgado-Paredes, G. E., Enrich-Prast, A. & Sakuragui, C. M.** 2022. Edge influence over functional tree traits in an Atlantic Forest remnant. *Revista Árvore* 46: 1-11.
- Whitmore, T. C.** 1996. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestion for further enquiry. In: M. D. Swaine (ed.) *The ecology of tropical forest tree seedlings*. UNESCO/Parthenon, Paris, pp. 3-39.

Editora Associada: Regina Maria Moraes

Recebido: 31/08/2023

Aceito: 26/10/2023

