

**UNIVERSIDADE NOVE DE JULHO
PROGRAMA DE MESTRADO EM CIDADES INTELIGENTES E
SUSTENTÁVEIS**

PRISCILA DE OLIVEIRA BARBOSA

Fluxo de carbono via serapilheira em florestas urbanas da cidade de São
Paulo: compreensão do funcionamento da infraestrutura verde da cidade

São Paulo
2019

Fluxo de carbono via serapilheira em florestas urbanas de São Paulo:
compreensão do funcionamento da infraestrutura verde da cidade

**Carbon flux via litter fall in urban forests of São Paulo: understanding
the functioning of the city green infrastructure**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Cidades Inteligentes e Sustentáveis da Universidade Nove de Julho – UNINOVE, como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre** em Cidades Inteligentes e Sustentáveis.

Orientador: Prof. Dr. MAURÍCIO LAMANO FERREIRA

São Paulo
2019

Barbosa, Priscila de Oliveira.

Fluxo de carbono via serapilheira em florestas urbanas de São Paulo: compreensão do funcionamento da infraestrutura verde da cidade. / Priscila de Oliveira Barbosa. 2019.

87 f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Nove de Julho - UNINOVE, São Paulo, 2019.

Orientador (a): Dr. Prof. Maurício Lamano Ferreira.

Fluxo de carbono via serapilheira em florestas urbanas de São Paulo:
compreensão do funcionamento da infraestrutura verde da cidade

Por

Priscila de Oliveira Barbosa

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Cidades Inteligentes e Sustentáveis da Universidade Nove de Julho – UNINOVE, como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre** em Cidades Inteligentes e Sustentáveis, apresentada à Banca Examinadora formada por:

Prof. Dr. Maurício Lamano Ferreira (Orientador) – Universidade Nove de Julho – UNINOVE

Prof. Dr. Eduardo Pereira Cabral Gomes – Instituto de Botânica de São Paulo - (IBot/SP)

Profa. Dra. Andreza Portella Ribeiro – Universidade Nove de Julho – UNINOVE

Prof. Dr. Harry Alberto Bollmann – Pontifícia Universidade Católica do Paraná – PUC/PR

São Paulo, 29 de março de 2019.

À minha família

AGRADECIMENTOS

À CAPES e a UNINOVE pela oportunidade da realização de um sonho.

À Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente de São Paulo (SVMA) pela autorização em realizar pesquisas nos parques estudados e as equipes de segurança que auxiliaram nos trabalhos.

À equipe do Centro de gerenciamento de emergências (CGE), pelo apoio com dados meteorológicos.

Ao meu orientador Dr. Maurício Lamano Ferreira pela orientação e por todo conhecimento passado a mim ao longo de anos, desde a época da graduação, em que inspirava seus alunos com projetos dos quais quase sempre era o primeiro contato dos mesmos com a pesquisa científica.

À Amarilis Gallardo pelas sugestões enriquecedoras na banca de qualificação.

À Helen Lima pela colaboração nos momentos finais do projeto.

À equipe do laboratório de Biociências de Santo Amaro, em especial à supervisora Elaine Oliveira pelo incentivo e apoio ao longo destes dois anos de mestrado. Também aos colegas do Laboratório de Anatomia, e aos colegas que não se encontram mais na instituição.

Aos alunos de Iniciação Científica Marcos Prates, Micael Souza, Larissa Marangon, Talita Martinho, Carla Xavier, Thalita Cangussú e Vertinho Oliveira pelo apoio, carinho e aprendizado.

Aos meus colegas de curso que compartilharam tantos momentos, sempre apoiando uns aos outros, em especial à Raquel, Rafaela, Cristiano, Dayana e Heraldo.

À minha família que sempre foi meu pilar de sustentação, me fazendo acreditar que era possível. Ao meu pai por mostrar a importância da organização, de batalhar e não desistir. À minha mãe, sendo mãe, acolhendo e cuidando todas as vezes que precisei. À

minha irmã, por ser doce e dedicada, e por me inspirar. Aos meus filhos de quatro patas que trouxeram alegria, como um bálsamo.

Aos amigos Marco Gomes, Ana Claudia e Gustavo Santana, por todo apoio, risos e por serem ouvidos quando mais precisei.

Ao Cristiano, por tudo.

Aos demais amigos e parentes que me incentivaram para continuar sempre em frente.

“Honrarás a natureza, da qual tu és parte”

Eduardo Galeano

RESUMO

São Paulo é a cidade mais populosa do Brasil e passa por contínua pressão demográfica. Nela encontra-se o bioma da Mata Atlântica que sofre perda de habitat devido a ações antrópicas. As florestas da Cidade de São Paulo apresentam diversos benefícios como diminuição das ilhas de calor, além de atenuação da poluição atmosférica e regulação de ciclos biogeoquímicos como carbono e nitrogênio. Esta pesquisa teve por objetivo avaliar a produção e decomposição da serapilheira de duas florestas urbanas de São Paulo, SP: Parque Trianon Masp (PT) e o Parque Alfredo Volpi (PAV). A análise foi realizada a partir da coleta de serapilheira que se deu por meio de coletores instalados em 21 parcelas de cada parque, sendo realizada uma vez ao mês. O material coletado foi secado, triado em frações de folhas, galhos, partes reprodutivas e miscelânea, e pesado em balança analítica e triturado. A decomposição foi realizada a partir de “litter bags” instalados aleatoriamente próximo aos coletores. A cada mês foi retirada de cada parque seis sacolas que foram lavadas em água corrente, secadas e pesadas para se obter massa remanescente. O Parque Trianon produziu um total de 3,185 kg ha⁻¹ ano⁻¹, ao passo que o Parque Alfredo Volpi produziu 3,014 kg ha⁻¹ ano⁻¹. O mês com o maior pico de produção em ambos os parques foi em setembro, com um total de 533,66 kg no PT e 466,69 kg no PAV. As condições climáticas durante o estudo, como o vento parecem mostrar interferência direta nesses resultados e a taxa de decomposição da serapilheira seguiu decaimento exponencial em ambos os parques, mostrando um total de 270,11 dias (PT) e 323,62 dias (PAV) para decompor 50% do material exposto e 1169,05 dias (PT) e 1400,65 (PAV) para decompor 95% da serapilheira. A constante de decomposição (*k*) foi de 0,002566183 g dia⁻¹ (PT) e 0,002141868 g dia⁻¹ (PAV). Variáveis microclimáticas parecem ter sido importantes nos processos ecossistêmicos avaliados, o que sugere que a abundância de árvores em parques urbanos pode ser importante nos padrões existentes. Estes resultados trazem, à luz da gestão pública, a importância de se repensar o manejo das áreas verdes urbanas e a compreensão do monitoramento da infraestrutura verde da cidade de São Paulo.

Palavras-chave: Florestas urbanas, ciclagem de nutrientes, decomposição, infraestrutura verde.

ABSTRACT

São Paulo is the most populous city in Brazil and goes through continuous demographic pressure. In it is the biome of the Atlantic Forest that suffers loss of habitat due to anthropic actions. The forests of the City of São Paulo present several benefits such as the reduction of heat islands, as well as the attenuation of atmospheric pollution and the regulation of biogeochemical cycles such as carbon and nitrogen. The objective of this research was to evaluate the production and decomposition of litter from two urban forests of São Paulo, SP: Parque Trianon Masp (PT) and Parque Alfredo Volpi (PAV). The analysis was carried out from the collection of litter that was given by means of collectors installed in 21 plots of each park, being carried out once a month. The collected material was dried, sorted in fractions of leaves, twigs, reproductive and miscellaneous parts, and weighed in analytical and crushed balance. The decomposition was performed from "litter bags" installed randomly near the collectors. Each month six bags were removed from each park, washed in running water, dried and weighed to obtain the remaining mass. Trianon Park produced a total of 3,185 kg ha⁻¹ year⁻¹, while Alfredo Volpi Park produced 3,014 kg ha⁻¹ year⁻¹. The month with the highest peak of production in both parks was in September, with a total of 533.66 kg in the PT and 466.69 kg in the PAV. The climatic conditions during the study, such as wind appear to show direct interference in these results and the litter decomposition rate followed exponential decay in both parks, showing a total of 270.11 days (PT) and 323.62 days (PAV) to decompose 50% of the exposed material and 1169.05 days (PT) and 1400.65 (PAV) to decompose 95% of the litter. The decomposition constant (k) was 0.002566183 g dia⁻¹ (PT) and 0.002141868 g dia⁻¹ (PAV). Microclimatic variables seem to have been important in the evaluated ecosystem processes, suggesting that the abundance of trees in urban parks may be important in existing patterns. These results bring, in the light of public management, the importance of rethinking the management of urban green areas and understanding the monitoring of the green infrastructure of the city of São Paulo.

Keywords: Urban forests, nutrient cycling, decomposition, green infrastructure.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	16
2. OBJETIVO GERAL.....	18
2.1 Objetivos específicos	18
3. HIPÓTESES	19
4. REFERENCIAL TEÓRICO.....	20
4.1 A floresta urbana no contexto da cidade e do planejamento urbano	20
4.2 Infraestrutura verde: conceitos e aplicações	26
4.3 Produção e decomposição de serapilheira	29
4.4 Ciclagem de nutrientes.....	31
5. METODOLOGIA.....	35
5.1 Desenho do estudo	35
5.2 Área de estudo	35
5.2.1 Parque Tenente Siqueira Campos	36
5.2.2 Parque Alfredo Volpi.....	37
5.3 Coleta de serapilheira.....	39
5.4 Decomposição de serapilheira	40
5.5 Variáveis meteorológicas.....	43
5.6 Análise	43
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
6.1 Caracterização do ambiente físico	44
6.2 Produção de serapilheira	50
6.3 Análise da decomposição da serapilheira	62
7. CONCLUSÃO.....	65
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS	65
9. REFERÊNCIAS	66

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Síntese de benefícios das áreas verdes no contexto das cidades.....	22
Figura 2. Esquema de benefícios das áreas verdes.....	23
Figura 3. Distrito do Morumbi, em São Paulo	25
Figura 4. Mapa de localização dos parques urbanos estudados no presente trabalho	35
Figura 5. Foto aérea do Parque Tenente Siqueira Campos (Parque Trianon – PT)..	37
Figura 6. Foto aérea do Parque Alfredo Volpi (PAV).	38
Figura 7. S Esquema do processo de tratamento da serapilheira	40
Figura 8. Método de pesagem e exposição das sacolas de decomposição	41
Figura 09. Sacola de decomposição (Litter bag)	41
Figura 10. Fluxograma da metodologia de decomposição	42
Figura 11. Representação das curvas de variáveis meteorológicas ao longo do ano de estudo nas duas florestas urbanas	45
Figura 12. Representação gráfica do balanço hídrico sequencial no PT	47
Figura 13. Representação gráfica do balanço hídrico sequencial no PAV	48
Figura 14. Análise de Componentes Principais (PCA)	49
Figura 15. Representação dos valores de produção total e frações de serapilheira ao longo do estudo	50
Figura 16. Curvas de variação na produção total e frações de serapilheira ao longo do período de estudo.	54
Figura 17. Análise de escala multidimensional não-métrica (NMDS)	56
Figura 18. Representação gráfica da produção total e frações de serapilheira em diferentes estações do ano (seca e chuvosa) em diferentes áreas de estudo	58
Figura 19. Curvas de decomposição de serapilheira e modelos exponenciais calculados ao longo de 150 dias de exposição em campo	63

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Valores dos parâmetros utilizados nos modelos de regressão múltipla para determinar a variação na produção de serapilheira (total e frações).....36

Tabela 2. Valores dos parâmetros utilizados nos modelos de regressão múltipla para determinar a variação na produção de serapilheira (total e frações).....59

Tabela 3. Valores calculados para a constante de decomposição (k), tempo para decompor 50% (T_{50}) e 95% (T_{95}) da serapilheira.....63

LISTA DE APÊNDICES

Apêndice A: Tabulação para os dados pesagem da serapilheira de borda dos parques

Apêndice B: Tabulação para os dados pesagem da serapilheira de núcleo dos parques

1. INTRODUÇÃO

A cidade de São Paulo é a quinta metrópole mais populosa do mundo contando com uma população absoluta de 12 milhões de habitantes de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e estatística [IBGE] (2017). A demanda por diversa infraestrutura urbana acarreta uma crescente pressão demográfica, gerando um impacto diretamente negativo referente às áreas verdes remanescentes, hoje encontradas em torno de 21% do território de acordo com a Secretaria do Verde e do Meio Ambiente. [SVMA] (2015).

O estudo das florestas urbanas permite avaliar o estado atual dos remanescentes, e fornecer subsídios para possíveis estratégias de recuperação dessas áreas que sofrem pressões antrópicas permanentes. Embora existam várias definições, geralmente as florestas urbanas são denominadas como todas as árvores individuais e as áreas de florestas no perímetro urbano e entorno das cidades (Konijnendijk, Ricard, Kenney, & Randrup, 2006).

Para preconizar as áreas verdes na cidade, a Sociedade Brasileira de Arborização Urbana (SBAU) sugere um mínimo de área verde por habitantes de 15m² m² por habitante (SBAU, 1996).

Diante desta problemática, conhecer, preservar e criar novas áreas verdes é de suma importância tendo em vista que estas são mundialmente reconhecidas por fornecerem diversos benefícios tais como, diminuição das ilhas de calor gerando conforto térmico, estoque de carbono e nitrogênio, promoção de espaços de lazer, manutenção da fauna urbana e melhorias na qualidade do ar (Loboda & Angelis, 2015).

Estas áreas prestam serviços ecossistêmicos urbanos, sendo fundamentais para a sustentabilidade econômica e ambiental das cidades. Assim, pode-se entender que estes fragmentos verdes da paisagem constituem o desenho ambiental de cidades sustentáveis (Doobs, Kendal & Nitschke, 2014).

Dado a pouca atenção que estes espaços verdes receberam ao longo da história de São Paulo devido a um desenvolvimento vocacionado ao capital, uma estratégia para proteger as florestas urbanas está relacionada às atuais políticas públicas ambientais, como o Plano Municipal da Mata Atlântica (PMMA), que é um instrumento de planejamento territorial derivado da Lei da Mata Atlântica (Brasil, 2006).

Para que tais planos sejam bem sucedidos, deve-se conhecer bem os padrões e processos inerentes à dinâmica florestal urbana existente. Tal dinâmica está associada à interação dos componentes bióticos e abióticos de uma área verde. A eficiência energética de uma floresta é representada pela proporção entre a quantidade de matéria orgânica produzida em relação a quantidade de nutrientes consumida no processo. A serapilheira, é a camada de folhas, frutos, flores e matéria orgânica morta acumulada no solo destes espaços verdes urbanos. Este compartimento biótico apresenta papel fundamental para a manutenção da floresta por meio da ciclagem de nutrientes. Já a decomposição é utilizada para estimar a capacidade e o potencial de regeneração do status nutricional da floresta e de seu equilíbrio dinâmico (Olson, 1964) e pode ser fortemente influenciada por variações na temperatura média do ar e solo (Taylor, Cleveland, Wieder, Sullivan, Doughty, Dobrowski & Townsend 2017). Tais processos ecológicos permite uma melhor avaliação de comunidades vegetais dentro de cidades e aferir melhor a qualidade e manutenção da infraestrutura verde da cidade (Lovell & Taylor 2013).

Considerando que a serapilheira é um dos principais indicadores de produtividade florestal e a principal via de transferência de carbono e nitrogênio no sistema solo-planta-atmosfera, levantou a seguinte questão de pesquisa: qual é a produção e a decomposição de serapilheira em duas florestas urbanas de São Paulo, sendo uma localizada mais ao centro da cidade e, supostamente, a mais tempo sob interferência antrópica?

As informações desta dissertação contribuirão na compreensão dos processos florestais urbanos e poderá auxiliar na criação e manutenção de áreas protegidas, principalmente no âmbito do Plano Municipal da Mata Atlântica.

2. OBJETIVO GERAL

Avaliar a produção e decomposição de serapilheira em duas florestas urbanas de São Paulo, SP, de maneira a compreender a importância dessa infraestrutura verde da cidade.

2.1 Objetivos específicos

- Compreender o efeito do tamanho e localização geográfica dos fragmentos de florestas urbanas na produção e decomposição de serapilheira para saber se essas informações podem ser aplicadas em outras áreas;
- Explicar quais fatores meteorológicos poderiam influenciar a produção de serapilheira;
- Analisar a influência da tendência sazonal na produção e decomposição de serapilheira.

3. HIPÓTESES

H1: A produção de serapilheira será influenciada por parâmetros florestais como tamanho do fragmento, local da floresta urbana, além de ser sincronizada com os fatores meteorológicos (Scheer, et al; 2009);

H2: A decomposição de serapilheira terá um decaimento exponencial ao longo do tempo (Osion, 1964) e a perda de biomassa em ambos os sítios de estudo será mais rápida do que o reportado em condições de áreas preservadas da Mata Atlântica, considerando as condições de elevada temperatura da área urbana. Espera-se que a taxa de decomposição de serapilheira na floresta localizada ao centro da cidade de São Paulo apresente seja maior do que na área mais afastada devido à maior temperatura média do ar condicionada por ilhas de calor típicas na região central do município.

4. REFERENCIAL TEÓRICO

4.1 A floresta no contexto da cidade e do planejamento urbano

Até o século XIX, as áreas verdes brasileiras não eram consideradas tão relevante visto que a cidade aparecia como uma expressão oposta a rural. No início do século XX surgiram os jardins, praças e parques arborizados, principalmente nas cidades enriquecidas com o café, especialmente no Estado de São Paulo (Gomes, 2003).

A cidade de São Paulo apresenta basicamente os biomas de Mata Atlântica e Cerrado, de acordo com a Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de São Paulo [DataGeo] (2017). A Mata Atlântica é formada por um conjunto de formações florestais como Floresta Ombrófila Densa e ecossistemas associados, sendo considerada um *hotspot* mundial de biodiversidade (Myers, Mittermeier, Mittermeier, Da Fonseca, & Kent, 2000). Junto com o cerrado, é o bioma brasileiro que mais sofre alterações antrópicas que com a crescente pressão da agropecuária, além de moradias irregulares vêm sendo degradado (Ministério do Meio Ambiente, 2013).

O aumento pela demanda por direitos como habitação, transporte e saúde aumentam o dinamismo nas cidades e a demanda pela utilização de bens naturais, como as áreas verdes (Di Giulio & Vasconcellos 2014).

Hoje um novo conceito intitulado “mudanças ambientais e alterações climáticas” traz questionamentos sobre novos riscos que podem agravar algumas crises urbanas como a fragmentação florestal (Di Giulio & Vasconcellos 2014). As árvores urbanas e a floresta urbana como um todo podem ser geridas para causar impacto nos ciclos urbanos de água e carbono, além de promover a manutenção térmica e de poluição (Livesley *et al.*, 2016).

As mudanças no uso da ocupação impactam direta e negativamente os ecossistemas suprimindo a vegetação natural (Xun, Yu, Liu, Hao, & Sun 2014; Quaresma *et al.*, 2017). Uma parcela significativa do Estado (3.457.301 ha) é composta por remanescentes florestais, valor aproximado em 13,9% do território paulistano de acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo [CETESB] (2016). Logo, é de grande importância adotar medidas de preservação para essas áreas urbanas de grande sensibilidade ambiental (Rossa-Feres *et al.*, 2008).

Na formação das cidades geralmente a vegetação natural é suprimida nos processos de terraplanagem ocorrendo perda de qualidade ambiental, com prejuízos à biodiversidade da fauna e flora e à qualidade de vida humana. A supressão da cobertura vegetal e a impermeabilização demasiada do solo se constituem nas principais características dos espaços urbanizados. A urbanização cobre grandes áreas, com isso solos férteis e ecossistemas raros são perdidos. Apesar dos problemas decorrentes da urbanização, as cidades possuem um enorme potencial para a realização de cobertura vegetal desde que haja um planejamento neste sentido. Embora as cidades possuam este potencial de cobertura vegetal e conseqüentemente de incrementar a biodiversidade, há uma disparidade no acesso a áreas verdes entre diferentes níveis de renda. O adensamento urbano nos bairros de baixa renda é uma tendência no Brasil. Esse tipo de parcelamento do solo dificulta a inserção de cobertura vegetal arbórea, predestinando essa população a uma menor quantidade de cobertura vegetal e conseqüentemente menor qualidade ambiental (Duarte et al, 2017).

Trata-se do equilíbrio entre o meio urbano (sistema natural + sistema antrópico) e o meio ambiente natural, tratando assim de um sistema aberto. As áreas verdes fornecem, além de conforto térmico, opções de lazer para a população, sendo que elas também aumentam a oferta imobiliária local (Lima & Amorim, 2006; Mazzei et al. 2007).

As florestas urbanas podem ser definidas de diversas maneiras. Inicialmente o termo floresta urbana foi criado nos Estados Unidos em 1894, mas este sofreu mudanças na década de 1960, tomando uma abordagem abrangente e interdisciplinar para os desafios relacionados ao cultivo de árvores em ambientes urbanos. Logo, estas foram definidas como todas as árvores individuais e as áreas de florestas no perímetro urbano e entorno das cidades. A harmonização das definições é importante em gestão de recursos e políticas públicas (Konijnendijk, Ricard, Kenney, & Randrup, 2006).

A definição de florestas urbanas utilizada no presente trabalho é a indicada pela FAO (Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura) como “área medindo mais de 0,5 ha com árvores maiores que 5 m de altura e cobertura de copa superior a 10%, ou árvores capazes de alcançar estes parâmetros in situ” (FAO, 2015).

As funções das Florestas Urbanas têm mudado para se adaptar às novas preocupações na maioria dos países. Assim, os aspectos ambientais das florestas e espaços verdes ganharam mais relevância nos dias de hoje e, principalmente, a recreação revelou-se a principal função das florestas urbanas. A criação de novas florestas urbanas,

o que contribui para o desenvolvimento ambiental e ecológico das cidades (Natário, 2017).

Um atributo importante de sistemas florestais urbanos é a capacidade de prestar serviços ecossistêmicos, tais como, sequestro de carbono (Phillips et al 1998), regulação de microclima (Freitas, Santos, Souza, Silva, & Albuquerque, 2018). As funções podem ser definidas como interações existentes entre os elementos estruturais de um ecossistema, como transferência de energia, ciclagem de nutrientes e regulação climática (Kemkes, Farley & Koliba, 2010), assim temos os serviços ecossistêmicos. A Secretariat of the Convention on Biological Diversity [SCBD] (2012) estabelece que espaços urbanos com 50%-90% de superfície impermeável podem perder 40%-83% da água da chuva para o escoamento superficial, enquanto áreas vegetadas perdem aproximadamente 13% da água da chuva em eventos semelhantes de precipitação Duarte, Angeoletto, Santos, Silva, Bohrer, Vacchiano, & Leite (2017).

Também os serviços ecossistêmicos da cobertura vegetal podem ser utilizados no planejamento urbano a fim de melhorar a qualidade ambiental. Rahman, Armson e Ennos (2014). Estes serviços são fundamentais para a sustentabilidade econômica e ambiental das cidades. Assim, ao se considerar que tais florestas são fornecedoras de serviços ecossistêmicos aos habitantes, pode-se entender que estes fragmentos verdes da paisagem constituem o desenho de cidades inteligentes (Doobs, Kendal & Nitscke, 2014). Abaixo, a figura 1 apresenta uma síntese das áreas verdes no contexto das cidades.

TÓPICO	CARACTERÍSTICAS	AUTORES
Sequestro de carbono	Armazenadoras de gases do efeito estufa, ajudando a mitigar os efeitos do aquecimento global	Parron <i>et al</i> , 2013; Baró <i>et al</i> , 2014; Ruschel, 2016.
Regulação do ciclo da água	Estocagem e filtragem de água de rios, riachos, lagos e reservatórios.	Fernandes, Ceddia, May, Bochner & Granadeiro, 2015; Elmqvist <i>et al</i> , 2015.
Regulação de temperatura	Conforto térmico, visto que interferem na formação do microclima.	Gomes e Amorim, 2007; Labaki, Santos, Lotufo & Abreu, 2015; Rodrigues, Pasqualetto & Garção, 2017.
Promoção de espaços de lazer	Melhoria na qualidade de vida do cidadão.	Mazzei, Colesanti & Santos, 2007; Carrus <i>et al</i> , 2014; Londe, 2014.
Manutenção da fauna urbana	Preservação de polinizadores, essenciais para manutenção das populações de plantas.	Imperatriz-Fonseca & Nunes-Silva, 2010; Mikich, Bianconi, Parolin & Almeida, 2015; Turrini & Knop, 2015.

Melhorias na qualidade do ar	Manutenção do ar limpo, funcionando como filtro natural.	Castanha, Coutinho, Saldanha & Ribeiro, 2007; Oliveira, Fontes, Ávila & Rodrigues, 2017.
------------------------------	--	--

Figura 1. Síntese de benefícios das áreas verdes no contexto das cidades.

Fonte: Elaborado pela autora.

Os parques urbanos, que são florestas urbanas são uma forma de consolidação do espaço urbano e influencia na qualidade física e mental da população. Assim as áreas verdes públicas apresentam função ecológica, estética e social conforme Loboda *et al.*, (2005) e ilustração na figura 2. A percepção ambiental da população e dos órgãos públicos atuantes é fundamental para elaboração de projetos de construção e criação de novas áreas verdes urbanas conforme Oliveira, Fontes & Ávila Rodrigues (2017).

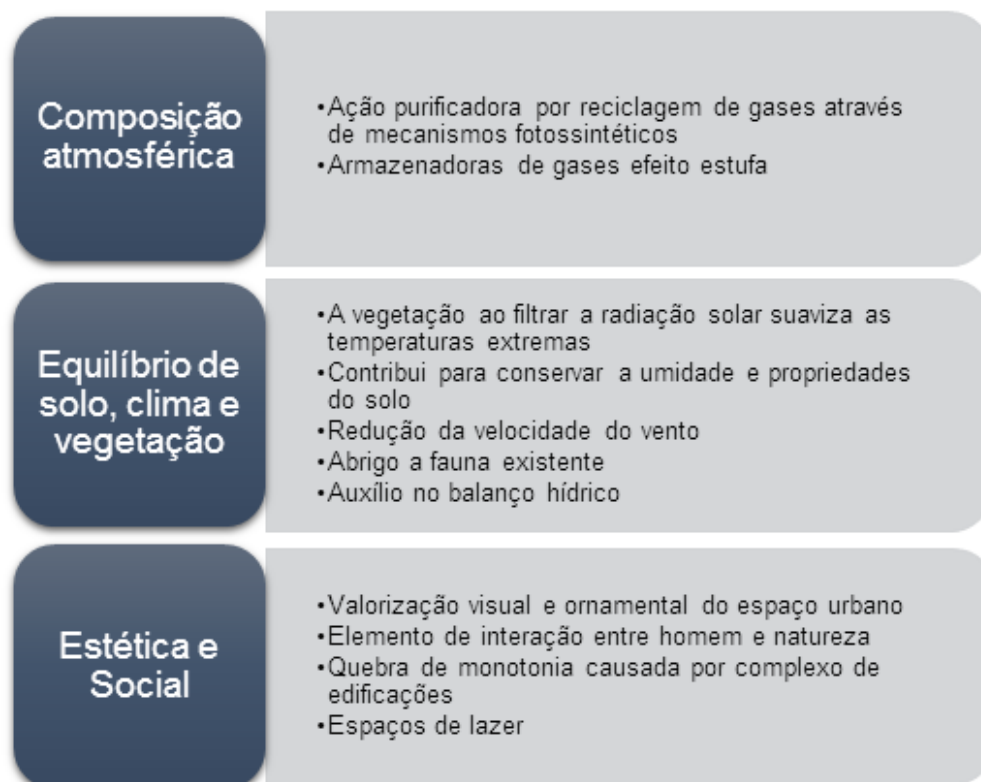


Figura 2. Esquema de benefícios das áreas verdes.

Fonte: Adaptado de Loboda (2005).

A cidade de São Paulo conta com 106 parques categoricamente divididos em Parques Urbanos, Lineares e Naturais (SVMA, 2017).) e a cobertura arbórea parece estar associada ao nível de renda da região, sendo que os bairros nobres apresentam, em geral,

maior porcentagem vegetação, como é o caso do distrito do Morumbi na cidade de São Paulo, conforme mostra a figura 3 (Locatelli, Arantes, Silva Filho, Polizel & Franco, 2018).



Figura 3. Distrito do Morumbi, São Paulo, onde a cor verde representa a área de vegetação arbórea-arbustiva, e a cor branca representa a área não vegetada.
Fonte: Locatelli et al., 2018

As florestas urbanas encontram-se em áreas protegidas que possuem um sistema próprio de administração denominadas Parques Urbanos (SVMA, 2018) e se caracterizam por proteger remanescentes de mata dentro do perímetro das cidades. O seu foco é a proteção da biodiversidade e a promoção de espaço de lazer para a população. A maior parte das áreas verdes protegidas na cidade de São Paulo se enquadra nas tipologias Parque Urbano (64,5%) e Linear (19,6%), sendo que o restante se divide entre Parques Naturais, Borda de Represa e Preservação (Nascimento, 2018).

Os parques lineares possuem a função específica de proteger as margens de rios e córregos, e podem oferecer alguns recursos de lazer. Geralmente são abertos (sem grades) e com pouca ou nenhuma infraestrutura administrativa (SVMA, 2016).

Os Parques Naturais são Unidades de Conservação (UCs), com o objetivo de proteger e preservar a flora e fauna silvestre. As UCs podem ser classificadas como Áreas de Proteção Integral (elas ficam 100% fechadas para qualquer tipo de atividade) e as Áreas de Uso Sustentável, que permitem o convívio humano, desde que o manejo seja responsável (SVMA, 2016). Historicamente as áreas verdes ficam restritas a administração pública de cada cidade (Lima, 2006; Mazzei et al., 2007). Dada importâncias destas áreas, as políticas públicas bem aplicadas auxiliam no planejamento urbano.

Alguns autores como Amaral, Brito, Assad & Manfio (2009), Castro (2007) e Tabarelli, Pinto, Silva, Hirota & Bedê (2005) sugerem políticas públicas para biodiversidade, destacando o PROBIO (Programa Estadual para a Conservação da Biodiversidade), criado em 1995. Recentemente, o Governo do Estado de São Paulo lançou o programa Município Verde Azul. Nele foi proposto um projeto piloto de Florestas Urbanas visto a necessidade de implantação de vegetação nos centros urbanos e restauração dos processos ecológicos (São Paulo, 2018).

As áreas verdes urbanas são indicadores de qualidade ambiental, e obrigatórias por leis. Destaca-se a Lei federal 11. 428 de 2008 ou “Lei da Mata Atlântica” no qual instituiu-se o Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica - PMMA, e foi incorporado ao novo Plano Diretor Estratégico (PDE) do Município de São Paulo, Lei 16.050, de 31 de julho de 2014, em seu Art. 287 (São Paulo, 2015).

O PMMA apresenta como seu principal instrumento a restauração do bioma da Mata Atlântica por meio da criação de áreas verdes, principalmente em áreas urbanas, sendo essa, uma determinação que fica a cargo do município. Para essa política ser bem executada, deve-se conhecer a dinâmica florestal para que se possa gerar planos de manejo adequados para serem executados nas áreas protegidas (Dutra & Martins, 2013).

4.2 Infraestrutura verde: conceitos e aplicações

De acordo com a *European Environment Agency* (2011), no *White Paper* da Comissão Europeia sobre Adaptação às Alterações Climáticas (2009), a infraestrutura verde (IV) não possui uma definição amplamente reconhecida, mas o termo é basicamente usado para uma rede de recursos verdes que estão interligados e, portanto, traga benefícios adicionais às cidades, tornando-as mais resilientes. Trata-se de um sistema essencial para mitigar a fragmentação e uso não sustentável do solo, bem como para discutir a necessidade de múltiplos benefícios em manter e recuperar serviços ambientais oferecidos pelos ecossistemas.

A ambiguidade conceitual e a citação generalizada de conceitos relacionados à infraestrutura verde podem servir para enfraquecer a eficácia da mesma sua atração como uma inovação, e multifuncionalidade. Assim, Wanga & Banzhaf (2018) para reforçar o conceito de infraestrutura verde, propõem um conjunto de seis princípios que devem ser abordados, sendo alguns deles a sustentabilidade, multifuncionalidade, conectividade, metas de biodiversidade, foco urbano e colaboração, ou seja, a infraestrutura verde está intimamente ligada a resiliência urbana e a qualidade de vida. Logo, melhorar a multifuncionalidade de infraestrutura verde nas cidades através da ligação ecológica e dos processos sociais irão manter ou até melhorar o bem-estar humano e assim promover um desenvolvimento urbano sustentável.

Com base na escala e no intervalo de benefícios, é possível agrupar as definições sob dois conceitos: de infraestrutura verde em escala urbana e de paisagem. Estes dois usos do termo estão obviamente relacionados e em ambos os casos, o foco está no desenvolvimento e proteção de redes de recursos verdes e naturais. O uso da terra de referência é, no entanto, diferente: no primeiro caso, envolve uma construção em área urbana; no segundo caso, pode ser uma construção em escala nacional, ou regional (EEA, 2011).

Algumas metáforas também relacionadas ao conceito de infraestrutura verde foram analisadas por Escobedo, Giannicob, Jimc, Sanesib & Lafortezza (2018). Abordagens e conceitos alimentam o conhecimento interdisciplinar sobre os ecossistemas urbanos. Tais conceitos evoluíram ao longo das últimas décadas e adotaram-se uma série de metáforas, como serviços ecossistêmicos, infraestrutura verde, Soluções Baseadas na Natureza e promoção de florestas urbanas. Embora esses conceitos compartilhem uma raiz similar na floresta urbana, a infraestrutura verde propõe mais atenção para o padrão

espacial e conectividade do natural da rede, enquanto os serviços ecossistêmicos para as múltiplas funções naturais que podem beneficiar tanto a natureza como os seres humanos. Ainda assim, são necessárias para resolver a rápida urbanização recente, a degradação ambiental progressiva e as mudanças climáticas.

A infraestrutura verde urbana pode ajudar as cidades a se adaptarem às mudanças climáticas. O planejamento espacial pode desempenhar um papel importante na utilização de IV para propostas de adaptação. No entanto, os riscos da mudança climática representam um tipo diferente de desafio para as instituições de planejamento. Logo a absorção da infraestrutura verde está sujeita a restrições biofísicas e sócio políticas (Matthews, Lo & Byrne, 2015).

Na Europa existe apoio político de alto nível para o uso infraestruturas verdes para manter populações viáveis e fornecer serviços ecossistêmicos. Embora a IV seja inerentemente um conceito espacial outras ferramentas úteis para o projeto da mesma podem ser utilizadas como dados sobre espécies, ocorrência, habitats e variáveis ambientais. Tais dados podem ser sintetizados por modelagem estatística de distribuição de espécies, produzindo mapas de características da biodiversidade, ou seja, há um projeto baseado na priorização da conservação espacial e dos recursos de biodiversidade Snäll, Lehtomäki, Arponen, Elith, & Moilanen. (2016).

A proteção ambiental na forma de implementação de infraestrutura verde resulta em benefícios humanos. Entre os benefícios ambientais, sociais e econômicos altamente interligados da infraestrutura verde estão os benefícios à saúde sendo que esse sistema pode apoiar a saúde simplesmente por estar presente em seu ambiente (por exemplo, qualidade da água, regulação do clima). Também pode trazer outros benefícios dos comportamentos de saúde que ocorrem ao acessá-lo (por exemplo, atividade física, interações sociais). Acredita-se que uma contabilidade consistentemente mais precisa dos benefícios de saúde associados à infraestrutura verde pode estimular a saúde pública a envolver mais completamente a conservação da mesma (Coutts & Hahn, 2015).

Um estudo realizado em Milão, por Sanesi, Colangelo, Laforteza, Calvo & Davies (2015) aponta que a necessidade de abordar a perda de espaço verde foi reconhecida por volta da década de 1970 e isso levou a novas políticas e leis. Estas políticas incluíram a introdução dos parques metropolitanos que hoje em dia, é representado por numerosas florestas urbanas que se tornaram a espinha dorsal da infraestrutura verde e gestão ambiental urbana. A proposta foi criar espaços multifuncionais

verdes em terras anteriormente industriais ou não cultivadas. Nas últimas décadas, as tendências de mudança no uso da terra têm sido caracterizadas por uma rápida diminuição em áreas naturais e agrícolas e um aumento em estruturas artificiais e urbanas em todo o mundo. Embora o fenômeno esteja crescendo rapidamente, há evidências de uma tendência social e ambiental oposto destacando a importância da IV afetando positivamente a qualidade de vida urbana. Desta maneira, entender a dinâmica do uso da terra foi o princípio para aplicar esta ideia sustentável.

Norton, Coutts, Livesley, Harris, Hunter & Williams, (2015) apresentam uma proposta de planejamento baseada em prioridades. Em seu estudo, o critério utilizado foi a temperatura. Segundo os autores, o aquecimento associado ao desenvolvimento urbano será exacerbado nos próximos anos por aumentos de temperatura devido às mudanças climáticas. A implementação estratégica da infraestrutura verde urbana, por exemplo parques, pode ajudar a alcançar reduções de temperatura ambientes construídos, proporcionando diversos benefícios adicionais, como redução da poluição e habitat da biodiversidade. Embora os maiores benefícios térmicos da gestão ambiental sejam alcançados em climas com verões quentes e secos, há relativamente pouca informação disponível para os *stakeholders* determinarem uma estratégia apropriada para a implementação da infraestrutura verde sob essas condições climáticas.

Ainda sobre moderação de temperatura por meio de infraestrutura verde também pode ser citado o trabalho de Koc, Osmonda & Petersb (2018), os quais fizeram uma revisão sistemática de diversas metodologias já aplicadas referente ao tema em diversos países. Em termos metodológicos, foram analisados padrões espaciais e zonas climáticas, períodos de investigação, tipologias de infraestrutura verde, e aspectos metodológicos. Este estudo indicou que há uma falta de protocolos padronizados e sistemas de classificação para a mesma, permitindo o relato e comparação de dados. Ainda assim, um dado relevante desta pesquisa trata-se da informação de que pouco se sabe sobre os benefícios térmicos da infraestrutura verde em climas desérticos, países em desenvolvimento e regiões do hemisfério sul, o que torna necessárias pesquisas desta natureza no país.

A Infraestrutura verde também é estudada no âmbito alimentar, onde os espaços verdes são utilizados para cultivo de alimentos atendendo algumas diretrizes de planejamento adequadas que indicam que ao designar uma área como adequado para infraestrutura verde, que o conhecimento da história do local passado, solo existente propriedades e distância de possíveis fontes próximas de poluição, especialmente o

tráfego, seja levado em conta para prevenir contaminação (Russo, Escobedo, Cirellac & Zerbe, 2017).

Por fim, a conseqüente perda e degradação do espaço verde urbano e peri urbano pode afetar negativamente ecossistemas, saúde humana e bem-estar. Os serviços ecossistêmicos fornecidos por uma IV podem destacar ambientes saudáveis para a saúde física e mental, e benefícios de saúde. Além disso, ambientes saudáveis podem contribuir para a melhoria dos benefícios socioeconômicos. Acredita-se que deve haver a integração de informações entre as várias disciplinas, como profissionais das áreas ambientais, e os profissionais de saúde pública para se alcançar com sucesso a integração das áreas verdes no planejamento ambiental estratégico de áreas urbanas (Tzoulas et al, 2007).

4.3 Produção e decomposição de serapilheira

A serapilheira, também conhecida como liteira, é a camada de folhas, frutos, flores e matéria orgânica morta acumulada no solo das florestas. Esses componentes podem variar de acordo com a dinâmica de cada floresta e podem apresentar variações sazonais de queda, embora os fragmentos de florestas tropicais geralmente apresentam produção contínua. A quantidade de biomassa morta produzida por hectare está também relacionada à densidade e diversidade de árvores do local (Rodrigues & Leitão Filho, 2001).

Este compartimento biótico apresenta papel fundamental para a manutenção da floresta por meio da ciclagem de nutrientes. Além disso, ela também diminui a erosão do solo (Moraes, Campello, Pereira & Loss, 2008) e funciona como banco de sementes, que representam o estoque de sementes não germinadas fora das condições adequadas (Souza, Venturin, Griffith & Martins, 2006). Um atributo essencial da serapilheira na dinâmica florestal se relaciona à recuperação de áreas degradadas, dado que o aporte nutricional e a transferência de matéria entre a planta e o solo ocorre quase que exclusivamente por essa via (Andrade, Tavares & Coutinho, 2003; Almeida, 2016).

Dependendo da fitofisionomia a produção da serapilheira em regiões tropicais e subtropicais ocorre na transição entre a estação seca e chuvosa, pois ocorre a ação de hormônios que agem em resposta principalmente de estresse hídrico desencadeando assim a queda das folhas. A este evento dá-se o nome de regulação endógena (Herrera, Jordan, Klinge & Medina, 1978; Moura, Costa, Palácio, Araújo Neto & Brasil, 2016). O

efeito fisiológico que pode desencadear a abscisão das folhas ocorre pelo aumento de promotores de senescência como o ácido abscísico, e o etileno (Wright, 1977).

Outro fator que pode interferir na taxa de nutrientes produzidos é o estágio sucessional que a floresta se encontra, que pode afetar a quantidade total de nutrientes produzidos via serapilheira e função da complexidade estrutural em termos de aumento de riqueza de espécies vegetais e área basal (Machado *et al.*, 2015). Isso é particularmente relevante ao se considerar que espécies pioneiras tendem a ter maior eficiência na produção do material decíduo, assim como a topografia local ou regional. Luizão *et al.*, (2004) em seu trabalho discorre sobre a diferença na distribuição de nutrientes em diferentes topografias como platô, declive e vale. Ele explica que as taxas mais baixas de nitrogênio nos processos cíclicos que ocorrem nas áreas de vale provavelmente estão relacionadas com a textura de solo arenoso e inundações sazonais.

A produção de serapilheira descrita na literatura para florestas tropicais varia entre 3,6 kg_ ha⁻¹ e 12,4 kg_ ha⁻¹ por mês (Andrade, Tavares & Coutinho, 1999). Já em florestas com solos pouco férteis, a produção não costuma ultrapassar de 1t ha⁻¹ano⁻¹, conforme Khanna (1997). A composição e as concentrações dos nutrientes nas folhas também influenciam as taxas de decomposição. Conforme a decomposição ocorre, a qualidade do recurso muda rapidamente, visto que alguns compostos, são rapidamente metabolizados e outros componentes resistentes, como a lignina, encontrada nos galhos (Barreta *et al.*, 2011). Além dos parâmetros químicos das folhas, suas características físicas como a textura, espessura da epiderme e presença de cutícula cerosa, também afetam a taxa de decomposição (Facelli & Pickett 1991).

Outra vantagem biótica trata-se da eficiência de ciclagem, minimizada por grupos que filtram ou retém elementos. Ideal para solos de baixa fertilidade. A eficiência é representada pela proporção entre a quantidade de matéria orgânica produzida em relação a quantidade de nutrientes consumida no processo (Delliti, 1995). Vitousek (1982) descreve a eficiência da ciclagem de nutrientes numa floresta como a quantidade de biomassa perdida dos vegetais por unidade de nutriente perdido. Os nutrientes menos disponíveis apresentam eficiência de uso pela vegetação.

Cabe ressaltar que a decomposição da serapilheira também é controlada por fatores abióticos (Saunders, Hobbs & Margules, 2001, Barlow, Gardner, Ferreira & Peres, 2007), tais como condições edáficas (Vitousek, 1984) meteorológicas ou de poluição. Outro fator trata-se da latitude. Mesmo florestas na mesma latitude podem divergir em necessidades nutricionais (Delitti, 1995).

Outra característica para avaliar a decomposição é o tempo de meia-vida, que expressa o período de tempo necessário para que metade da matéria se decomponha (ou para que metade dos nutrientes contidos nesses resíduos seja liberada). O tempo de meia vida pode ser avaliado com a seguinte equação: $t_{1/2} = \ln(2) / k$ (Rezende et al, 1999).

O termo constante de decomposição (K) significa a relação de massa de serapilheira produzida e serapilheira acumulada (Anderson & Ingram, 1993).

Se a floresta está em equilíbrio dinâmico e a ciclagem de nutrientes está ocorrendo de maneira rápida e eficiente a taxa de decomposição deve ser alta, pois a dinâmica solo-planta está em equilíbrio (Vitousek, 1984).

Os três principais índices que têm sido usados para estimar a decomposição da serapilheira são: a respiração do solo, o valor K, que é a relação entre a quantidade de material que cai do dossel e a que está depositada sob o solo, e avaliações diretas mediante medidas de perda de massa como por exemplo as sacolas de decomposição (Paula, Pereira & Menezes, 2009).

4.4 Ciclagem de nutrientes

A ciclagem de nutrientes é um sistema de reciclagem da natureza que ocorre por meio de processos biogeoquímicos, sendo que os mecanismos envolvidos na ciclagem é a queda de resíduos senescentes das partes aéreas das plantas que formam o que conhecemos como serapilheira Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária [EMBRAPA] (1999).

O clima das regiões tropicais úmidas, normalmente, proporciona uma elevada produção de biomassa, havendo elevada demanda por nutrientes. A dinâmica da contribuição na ciclagem é variável no ecossistema florestal. A produção de serapilheira, decomposição e rápida ciclagem de nutrientes, são processos dinâmicos que dão aos solos das florestas, características particulares (Gama-Rodrigues, Barros & Comerford, 2007).

Cada ecossistema tem sua forma característica de armazenar e de reciclar os nutrientes entre seus compartimentos (Poggiani, 1992). De acordo com Vitousek (1984) a ciclagem de nutrientes pode ser eficiente ou não numa floresta dependendo da disponibilidade de recursos. A urbanização é um processo que altera a capacidade de estoque de carbono no solo devido à mudança da paisagem florestada para a pavimentada,

com piso impermeável que altera a dinâmica dos nutrientes no solo (Yesilonos *et al.*, 2017).

Ecologicamente, os aspectos importantes da ciclagem de nutrientes são a quantidade de matéria orgânica produzida em determinado tempo por área, a composição química, a velocidade de decomposição e a liberação dos nutrientes no sistema solo-planta (Fassbender & Grimm, 1981).

O uso de leguminosas é uma importante fonte de N ao solo por se associarem simbioticamente com bactérias que transformam o N₂ atmosférico em NH₃ no processo chamado de fixação biológica de N (Aita e Giacomini, 2003; Doneda *et al.*, 2012).

A ciclagem de nutrientes no complexo serapilheira-solo depende não somente do ecossistema em si mas, também, dos fatores externos a ele como por exemplo a precipitação pluviométrica, com consequências na deposição de material vegetal. Espera-se que haja diferenças em termos de ciclagem de nutrientes, quando se tratam ecossistemas naturais. A considerável variação nos estoques de liteiras acarreta flutuações nas quantidades de nutrientes armazenados (Teixeira, Figueiredo, Valcarcel & Azevedo Amorim, 2015). A precipitação no interior das florestas mostra-se como importante via de ciclagem no solo (Wagner *et al.*, 2016).

Em relação às partes senescentes das plantas, diversos autores apontam que a maior contribuição na ciclagem de nutrientes se deve à queda de folhas, principalmente os macronutrientes carbono e nitrogênio (Meguro, Vinueza & Delliti, 1979). O estágio sucessional da formação vegetal deve influir diretamente na produção foliar, de tal modo que floresta secundária se caracteriza por apresentar menor produção de serapilheira que florestas em início de regeneração, já que estas últimas apresentam dominância de espécies pioneiras. (Leitão Filho, Pagano, Cesar Timoni & Rueda, 1993).

A disponibilidade de nutrientes e o padrão de ciclagem é principal limitante para produção primária e desenvolvimento do ecossistema e podem indicar estratégias frente a tensões, refletindo assim o metabolismo da floresta (Delliti, 1995).

O conteúdo de matéria orgânica do solo é relativo de produção primária e mineralização, mas também é influenciado por outras propriedades do solo e do meio ambiente que controlam as perdas e o acúmulo de matéria orgânica, tais como fertilidade geral do solo, textura do solo, minerais, umidade e clima (Quesada *et al.*, 2010).

A limitação de N à produção primária e a outros processos ecossistêmicos é

generalizada. As florestas tropicais em vários estágios de sucessão muitas vezes contêm muitas leguminosas de dossel potencialmente fixadoras de nitrogênio, enquanto as fixadoras de nitrogênio estão ausentes da maioria das florestas temperadas e boreais tardias. A disponibilidade relativamente alta de N nas florestas tropicais de baixa altitude permite que as leguminosas mantenham um estilo de vida exigente em N. O fornecimento de N fixo limita comprovadamente a produtividade, composição, dinâmicas e diversidade de muitos ecossistemas (Vitousek *et al.*, 2002).

Nas florestas temperadas é bem conhecido que a mineralização de nitrogênio pode ser altamente variável dentro de um ecossistema florestas e as taxas de transformação de N variam em diferentes tipos de solos (Hill & Schackleton, 1989).

A deposição da serapilheira exerce relevante influência sobre o fluxo de CO₂, assim, qualquer fator que altere essa deposição pode afetar a taxa de respiração e o balanço de carbono (Davidson, Savage, Verchot & Navarro, 2002). O carbono orgânico (CO) é o maior componente da matéria orgânica do solo. As variações de CO nos solos têm sido utilizadas para a avaliação de qualidade/fertilidade do solo e também, sob o aspecto da possibilidade de emissão de gases de efeito estufa (Figueiredo, Resck & Carneiro, 2010) e também são importantes nos processos de alterações climáticas, devido às ações antrópicas.

A matéria orgânica proveniente de vegetais são fontes de nitrogênio para o solo. A transformação do nitrogênio orgânico até a forma mineral depende da qualidade nutricional da matéria orgânica, da atividade microbiana e de fatores ambientais como temperatura e umidade (Heal *et al.*, 1997). A forma assimilável do nitrogênio (N) pelas plantas é através de íons minerais (Raij, 1991).

As micorrizas e raízes das plantas são as principais vias de reabsorção direta de nutrientes (Bressan, Siqueira, Vasconcellos & Purcino, 2001; Koide, Fernandez, & Malcolm, 2014) e as mudanças na biodiversidade do solo e na composição da comunidade do solo que também influenciam os processos relacionado ao ciclo de nutrientes (Wagg, Bender, Widmer, & van der Heijden, 2014, Toledo, Castilho, Magnusson & Nascimento, 2017).

A ciclagem de nutrientes também pode ser realizada por meio de agentes microbianos como fungos e bactérias e estes podem ser influenciados pelo aumento da temperatura (Gusewell & Gessner, 2009; Smith, 2018).

5. METODOLOGIA

5.1 Desenho do estudo

O presente trabalho é um estudo acadêmico experimental, dividido em três etapas: exploratória, descritiva e analítica, e tem abordagem quantitativa. De acordo com Fonseca (2002) a definição de pesquisa quantitativa é:

“A pesquisa quantitativa se centra na objetividade. Influenciada pelo positivismo, considera que a realidade só pode ser compreendida com base na análise de dados brutos, recolhidos com o auxílio de instrumentos padronizados e neutros. A pesquisa quantitativa recorre à linguagem matemática para descrever as causas de um fenômeno, as relações entre variáveis.” (Fonseca, 2002).

Experimental porque “consiste em determinar um objeto de estudo, selecionar as variáveis que seriam capazes de influenciá-lo, definir as formas de controle e de observação dos efeitos que a variável produz no objeto” (Gil, 2007).

5.2 Área de estudo

A área de estudo abrangerá duas florestas urbanas na cidade de São Paulo/SP-Brasil, de diferentes localizações geográficas, conforme figura 4.

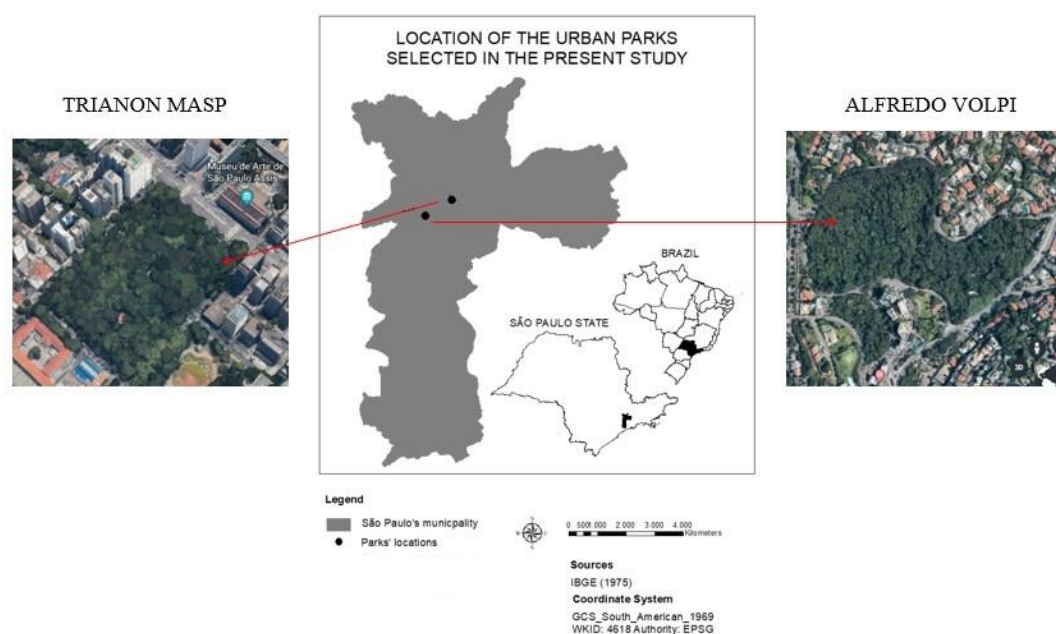


Figura 4.: Mapa de localização dos parques urbanos estudados no presente trabalho.
Elaborado pela autora.

Algumas áreas selecionadas já apresentaram estudos anteriores sobre a composição florística, sendo que a escolha dos fragmentos considerou o tamanho da área total e a localização na região metropolitana, a fim de que se pudesse testar o pressuposto em diferentes condições de pressão de urbanização, além disto, os dois parques são áreas com floresta secundária de Mata Atlântica. Ambos parques estão sob responsabilidade da Prefeitura do Município de São Paulo (PMSP).

Todos os parques urbanos estudados estão localizados em regiões cercadas por intenso contingente urbano e possuem as devidas autorizações para pesquisa conforme a tabela 1.

Tabela 1

Relação dos parques urbanos estudados no presente trabalho.

Localidade	Área total (ha)	Altitude (m)	Ano de criação	Urbanização entorno
PT	4,8	805 a 815	1892	1882 a 1914
PAV	14,2	810	1971	1950 a 1962

Elaborado pela autora

5.2.1 Parque Tenente Siqueira Campos (Trianon-Masp)

O Parque Tenente Siqueira Campos (23° 33' 41" S 46° 39' 23" W) conhecido como Trianon está localizado na rua Peixoto Gomide, na região central da cidade de São Paulo. Este parque foi inaugurado em abril de 1892, um ano após a inauguração da Avenida Paulista. Uma de suas entradas é justamente nesta avenida, que possui intenso tráfego veicular. O parque ainda é cortado por outras vias movimentadas como a Alameda Jaú e a Alameda Casa Branca (SVMA, 2015). Essa região é conhecida como espigão central, que é a área mais elevada do centro expandido da cidade de São Paulo (Ab'Saber, 2017).

Sua área total é de 48.600 m² com relevo de encosta, bosque e caminhos, e sua vegetação é formada por Mata Ombrófila densa de acordo com o Plano Municipal da Mata Atlântica (PMMA). Por ser remanescente da Mata Atlântica apresenta espécies como jequitibá, angico, pau ferro, sapopemba, sapucaia, Cabreúva (ameaçada de

extinção) e algumas espécies exóticas como a palmeira-triângulo de madagascar, totalizando 63 espécies vegetais catalogadas (Aragaki, Melo & Gomes 2019).

Considerado importante área verde na cinza Paulista, o parque Trianon chega a receber aproximadamente oito mil pessoas nos dias mais movimentados.

A altitude média é de 810 m e apresenta poucas declividades, e geologicamente toda sua área se encontra em sedimento terciário (Lima, 2018).

O Parque Trianon apresenta o solo com densidade máxima de $1,096 \text{ g cm}^{-3}$ (40-50 cm). Na maior parte do terreno o solo é muito argiloso, com elevada quantidade de silte e argila (Ramon, 2018).



Figura 5.: Foto aérea do Parque Tenente Siqueira Campos em escala (Parque Trianon– PT).

Vista aérea do Parque Trianon Masp evidenciando o entorno urbanizado. Lima, 2018.

5.2.2 Parque Alfredo Volpi

O Parque Alfredo Volpi (Figura 7) situa-se na Rua Eng. Oscar Americano, no bairro do Morumbi e pertence à Subprefeitura do Butantã. Esta área protegida foi criada visando a preservação ambiental de uma área remanescente de mata original do Planalto Paulista em estágio médio de sucessão vegetal (SVMA, 2016).

O parque está localizado a uma altitude de 730 a 790 m. São 115.189 m^2 de Mata Atlântica remanescente, representados por espécimes arbóreos característicos de mata primária, e de espécies indicadoras do estágio sucessional avançado. O parque apresenta transição entre a Floresta Estacional Semidecidual (65%) e a Floresta Ombrófila Densa

(35%). São 199 espécies arbóreas, com predominância de Rubiaceae, Leguminosae, Lauraceae e Myrtaceae sendo que 20,9% Pioneiras; 35,5% Secundárias Iniciais e 43,5% Secundárias Tardias e Climácicas (Aragaki & Mantovani, 1998; SÃO PAULO, 2010).



Figura 6.: Foto aérea do Parque Alfredo Volpi em escala (PAV).

Vista aérea do Parque Alfredo Volpi evidenciando o entorno urbanizado. Lima, 2018

Dentre as principais espécies vegetais se pode destacar o Cambuci (*Campomanesia phaea*), Jerivá (*Syagrus romanzoffiana*), Embaúba (*Cecropia*), Palmito-Jussara (*Euterpe edulis*), Sibipiruna (*Caesalpinia pluviosa*), o Pau-Jacaré (*Piptadenia gonoacantha*) e até o Cedro (*Cedrus*), ameaçado de extinção conforme último inventário realizado pelo herbário municipal em 2018 (São Paulo, 2019). Com relação à fauna, o parque conta com 107 espécies catalogadas. A área verde é cortada por duas nascentes que corre por aproximadamente 440m e geologicamente tem formação com sedimentos Cenozóicos e terciários (Lima, 2018), além de possuir três lagos que pertencem ao sistema Bacia Hidrográfica do Pirajussara (SVMA 2011).

Historicamente, o parque fazia parte de uma grande fazenda no século XIX, com o plantio de chá (São Paulo, 2019). Quanto ao solo, o Parque Alfredo Volpi apresenta o solo com densidade máxima de $1,54 \text{ g cm}^{-3}$ (profundidade 40-50 cm). Na maior parte do terreno o solo é misto de argiloso com arenoso. Granulometricamente, apresenta silte e areia (Ramon, 2018).

5.3 Coleta de serapilheira

Para coleta de serapilheira foram instalados coletores circulares de 70 cm de diâmetro, telados e fixados com suportes feitos a partir de canos de pvc. As bases de PVC foram fixadas no coletor apenas na hora da instalação dos coletores com aproximadamente 70 cm de altura do chão. As bases de PVC são necessárias visto que a coleta diretamente do solo seria imprecisa devido a ação de agentes decompositores de matéria orgânica como fungos e bactérias (Ferreira et al., 2014; Buscardo *et al.*, 2018).

Cada parque conta com três regiões constituídas de 7 coletores cada, sendo elas, a borda (até 20 mts do limite do parque com a rua); o interior (entre 21 e 100 metros do limite do parque) e núcleo (mais de 100 mts do limite do parque, quando possível) conforme Scoriza, Pereira, Pereira, Machado & Silva (2012).

As coletas foram realizadas uma vez por mês ao longo de um ano, abrangendo assim as quatro estações. Essas consistem basicamente na transferência do material retido no coletor para sacos de papel pardo. Cada saco foi lacrado e identificado com siglas e numeração.

Prezando pela qualidade dos dados, se algum coletor fosse danificado, o material danificado seria descartado. Os coletores foram mantidos na área durante o ano de coleta. Após coletado, o material foi encaminhado para o laboratório de biociências da Universidade Nove de julho. Em laboratório foi realizada a secagem a 65° C em estufa até atingirem peso constante. As amostras foram triadas em frações de folhas, galhos, partes reprodutivas (flores, frutos, florescência) e miscelânea (partes de insetos, e estruturas não identificadas). Em seguida foi realizada a pesagem em balança semi-analítica de três casas decimais. O processo de tratamento da serapilheira pode ser observado na figura 10, abaixo.



Figura 7. Esquema do processo de tratamento da serapilheira.

Figura apresenta o processo de coleta, secagem, triagem e pesagem da serapilheira coletada nos parques. Elaborado pela autora

A produção anual de serapilheira foi baseada no seguinte modelo: $PSC = (\sum PMC \times 10.000) / Ac$, (Lopes, Domingos e Struffaldi-De-Vuono 2002, Ferreira et al., 2014, Ferreira e Uchiyama, 2015) em que $PSC =$ Produtividade anual de serapilheira do coletor ($Kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$); $PMC =$ Produtividade mensal de serapilheira do coletor ($Kg\ mês^{-1}$); $Ac =$ Área do coletor (m^2).

5.4 Decomposição de serapilheira

Foram instaladas próximo a seis coletores aleatórios, seis bolsas de náilon conforme figura 09 (“litter bags”), com 2mm de malha e dimensão de 25x25 cm, totalizando trinta e seis sacolas em cada parque. Dentro de cada sacola de decomposição foram colocados 10 g de serapilheira conforme figura 3, e deixado em ambiente natural por cinco meses.

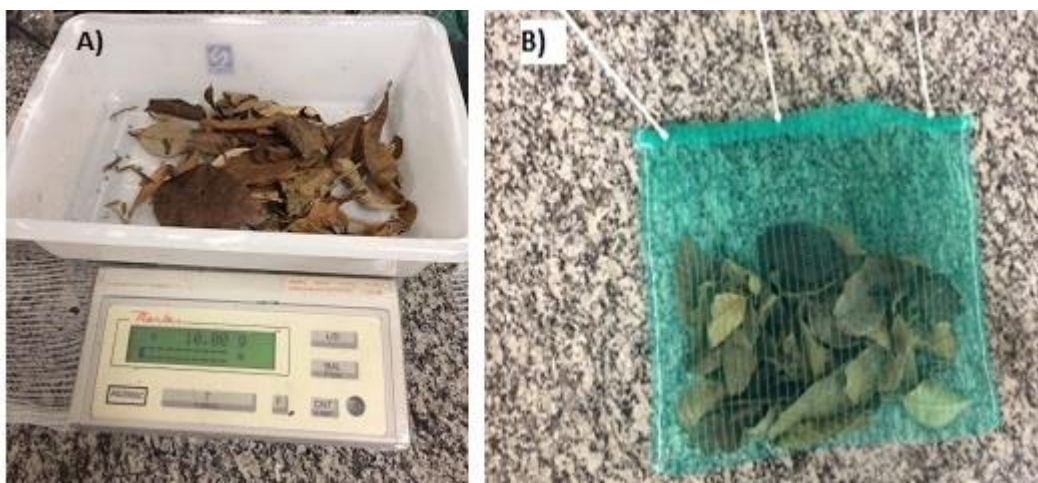


Figura 8: Método de pesagem e exposição das sacolas de decomposição.

Em A) Pesagem em balança de precisão; em B) Serapilheira dentro do litter bag. Foto: Talita Gungussu

Em cada sacola foram realizados três furos de aproximadamente 1 cm, permitindo assim que ocorra a ação de agente decompositores, como fungos, bactérias e pequenos artrópodes (Riutta, 2012; Moreno, Rossetti, Pérez-Harguindeguy, & Valladares 2017). As sacolas foram fixadas no solo das florestas com dois palitos de churrasco para que as mesmas não se desloquem com a ação dos ventos.



Figura 09.: Sacola de decomposição (Litter bag).

Sacola instalada no solo da floresta, onde A é o palito de churrasco que prende a sacola ao solo e B é a representação da abertura realizada para entrada de decompositores. Foto da autora.

A cada mês foram retirados de cada parque seis sacolas por povoamento. Em seguida o material foi lavado em água corrente, submetido à secagem em estufa a 60° graus por 72 horas e pesado para obter a massa remanescente.

Foi aplicada a expressão $\% Re = (P0/PR) \times 100$ para medir a massa remanescente da serapilheira, sendo que Re é o percentual de massa remanescente, P0 é o peso seco inicial e PR peso remanescente do folheado.

Em seguida foi calculado a constante de decomposição (k) de acordo com o modelo exponencial:

$$X_t = X_0 e^{-kt}$$

Em que: X_t é o Peso seco do material; X_0 trata-se do peso seco colocado nas sacolas de decomposição no tempo zero; E igual a base dos logaritmos naturais; T é tempo decorrido, finalmente K é taxa constante de decomposição

O tempo de decomposição a 50% ou seja, a meia vida foi realizado por meio da expressão de acordo com Rezende et al.(1999), a seguir:

$$T_{0,5} = \ln(2)/K$$

E a taxa de 95% de decomposição seguiu o seguinte modelo (Ferreira, Silva, Pereira, & Lamano-Ferreira, 2014):

$$T_{0,05} = 3/K$$

Esse processo pode ser verificado sintetizado na figura 12.



Figura 10: Fluxograma da metodologia de decomposição de serapilheira.

Fluxograma do processo desde a coleta até a análise dos dados de decomposição. Elaborado pela autora.

5.5 Variáveis meteorológicas

Para caracterização dos atributos meteorológicos como precipitação pluviométrica (mm), temperatura média do ar (C°), radiação solar (W/m²), velocidade média do vento (m/s) e umidade relativa do ar, foram consultados os dados do Centro de Gerenciamento de Emergências Climáticas (CGE) da Prefeitura de São Paulo. Estes dados são coletados através de estações meteorológicas espalhadas pela cidade.

As variáveis analisadas referem-se ao período de tempo entre julho de 2017 e junho de 2018 (período correspondente a coleta de serapilheira nos parques).

Os dados foram recebidos e em seguida foi realizada a elaboração de planilha matriz para fins da análise estatística realizada a posterior.

5.6 Análise dos dados

Para a determinação do balanço hídrico e obtenção de variáveis do ambiente físico como excesso hídrico (E), déficit hídrico (D) e evapotranspiração potencial (ETP) foi aplicado o modelo de balanço hídrico sequencial descrito em Thornthwaite e Mather (1955).

Para a avaliação conjunta dos dados meteorológicos foi realizada uma análise multivariada de componentes principais, tendo como unidades amostrais os valores obtidos pelo modelo do balanço hídrico e também os dados médios de temperatura do ar (T), umidade relativa do ar (UR), Velocidade de vento (VV), radiação solar (R) e valores acumulados de precipitação pluviométrica (P).

A partir do conjunto de dados de produção de serapilheira avaliou-se as características de distribuição de frequências do universo amostral. Em seguida foi testada a normalidade dos dados para determinação de futuros testes de comparação entre médias (ou grupos). Por não alcançar as premissas de normalidade, foi aplicado o teste de Mann-Whitney para identificar possíveis diferenças significativas entre os grupos de frações analisados (Produção total, folhas, galhos, partes reprodutivas, miscelânea).

Para avaliar a formação de grupos homogêneos na produção das frações de serapilheira entre as duas florestas urbanas foi aplicada uma análise de ordenação multidimensional não métrica (NMDS). Nesta análise considerou-se o valor de *stress* menor ou igual a 0,2. A inferência na validação dos agrupamentos foi testada por ANOSIM.

Para identificar quais variáveis meteorológicas foram mais responsáveis pela produção de serapilheira, utilizou-se neste trabalho uma regressão múltipla, considerando como variáveis independentes aquelas mais associadas aos processos fenológicos de árvores tropicais, tais como precipitação pluviométrica, temperatura média do ar, velocidade de vento, radiação solar e umidade relativa do ar. Como variável dependente utilizou-se primeiramente a produção total de serapilheira, em seguida a produção de folhas, a produção de galhos, a produção de partes reprodutivas e por fim a produção de miscelâneas. Considerou-se relação significativa e válida para a construção do modelo aquela que apresentou $r^2 \geq$ aquela

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Caracterização do ambiente físico

A caracterização do ambiente físico foi realizada a partir de cinco variáveis meteorológicas coletadas em bases instaladas nas proximidades dos parques, sendo elas precipitação (mm), temperatura média do ar ($^{\circ}\text{C}$), umidade relativa do ar (%), velocidade de ventos (m/s) e radiação solar ($\text{w}/\text{m}^2/\text{s}$) e outras variáveis relacionadas ao balanço hídrico (excesso e déficit hídrico, reposição hídrica, evapotranspiração potencial e real e armazenamento de água no solo). Estas variáveis são forçantes ambientais que alteram processos fisiológicos e fenológicos nas plantas de maneira geral produzindo maior ou menor quantidade de serapilheira e alterando as taxas de decomposição no solo.

No Parque Trianon, a precipitação foi mais intensa entre os meses de novembro, à março, mostrando o maior valor no mês de março. O menor valor de precipitação acumulada foi encontrado no mês de maio (Figura 12A). Semelhante a curva de pluviosidade, observa-se que a curva de temperatura também foi maior nos meses mais chuvosos. A velocidade vento, uma variável preponderante para produção de serapilheira, também acompanhou a curva de precipitação, registrando maior valor no mês de novembro, bem como a curva de umidade relativa do ar. A radiação solar foi mais evidente no mês de setembro, ou seja, na transição entre estação seca e chuvosa (Figura x).

As variáveis meteorológicas no Parque Alfredo Volpi (PAV) apresentaram, em geral, curvas muito parecidas com a do PT (Figura 12A), dado que as maiores variações entre áreas devem acontecer na escala do microclima, pois o PAV localiza-se a 6,1 km do PT. No entanto, deve-se destacar que no PAV ocorreram algumas variações nas condições meteorológicas, sendo que janeiro apresentou uma média de precipitação quase que a metade do PT e a velocidade do vento foi consideravelmente menor durante todo ano avaliado.

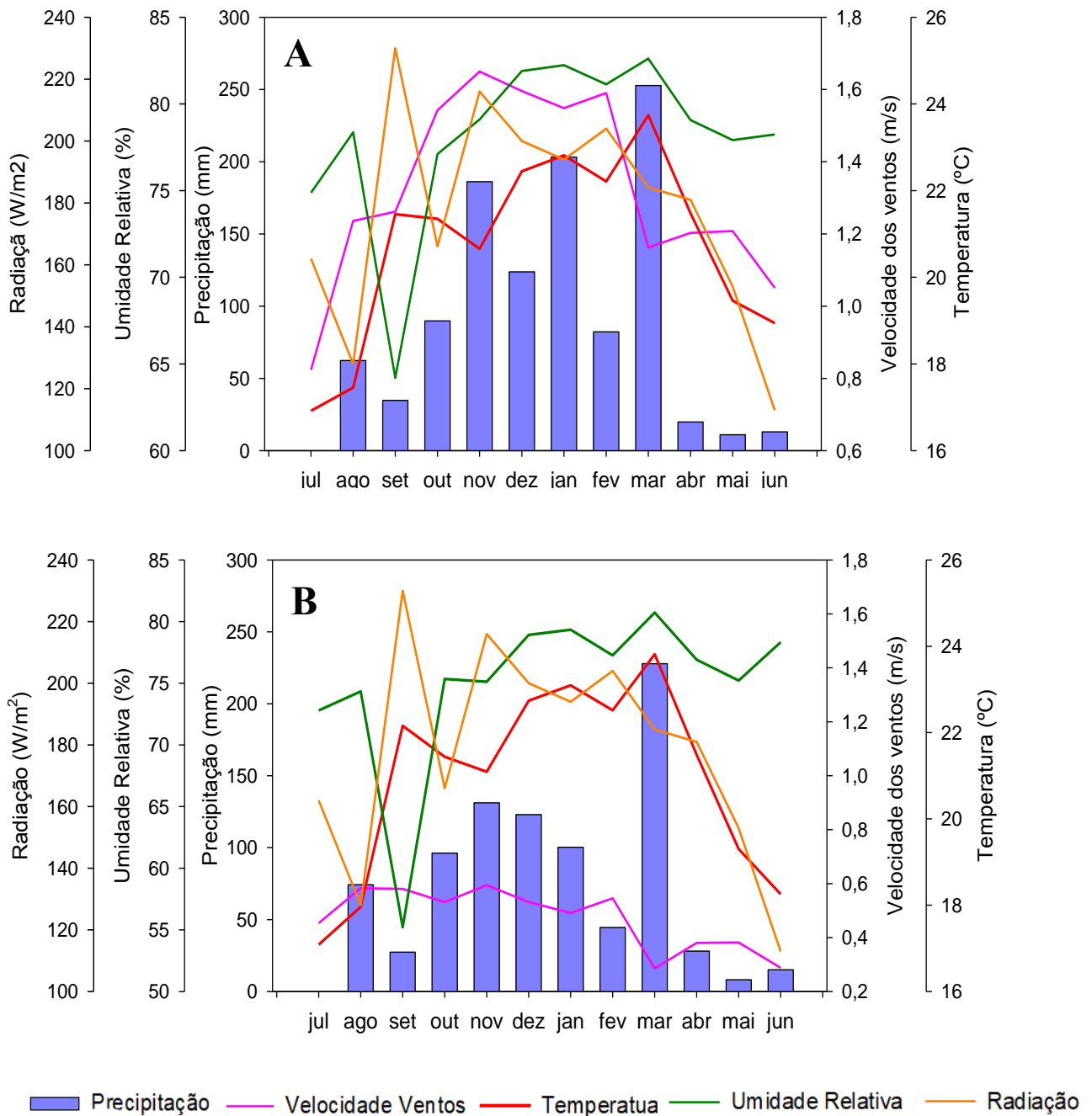


Figura 11. Representação das curvas de variáveis meteorológicas ao longo do ano de estudo nas duas florestas urbanas.

Em A) encontra-se a figura referente ao Parque Trianon (PT) e em B) a figura referente ao Parque Alfredo Volpi (PAV).

Considerando que precipitação pluviométrica e velocidade de vento são variáveis fundamentais para causar a abscisão foliar, principalmente pela força mecânica, estas forçantes ambientais podem explicar, em partes, variações nos acumulados de material decíduo nos solos florestais. Alguns fatores naturais ou do processo de urbanização do entorno podem estar diretamente associados às variações na velocidade de vento entre PAV e PT, sendo que uma explicação pode ser dada pela topografia dos terrenos, na qual o PAV mostra uma declividade maior do que a do PT, além de construções e edificações presentes na avenida paulista que podem formar um corredor de vento que culmina no final dela, exatamente onde o parque se encontra (Lima, 2017).

O modelo de balanço hídrico calculado segundo Thornthwaite e Mather (1955) tem como principal função servir como base para classificação hidrológica no sistema solo-planta-atmosfera. O modelo calculado demonstrou que ao longo do ano, houveram duas situações distintas em relação à entrada e saída de água no solo das florestas estudadas. Observa-se na figura 13, que no PT, nos meses de julho, agosto e setembro, e em seguida nos meses de abril, maio e junho (período seco), o solo mostrou deficiência hídrica, sendo que nos meses entre início de outubro e início de abril observou-se um excedente hídrico no solo (estação chuvosa). Esta condição provavelmente explicou as taxas de evapotranspiração potencial, e real observadas ao longo do ano.

Curiosamente o mês da estação chuvosa foi caracterizado por menor armazenamento hídrico no mês de fevereiro, provavelmente condicionado pela queda da precipitação neste mês e manutenção da elevada temperatura típica dos meses de verão nesta latitude. De forma geral, este conjunto de condições promoveu uma característica de reposição hídrica em alguns meses no PT, tais como os meses de outubro e novembro de 2017 e uma sutil reposição no mês de março, em decorrência da menor precipitação pluviométrica do mês de fevereiro de 2017.

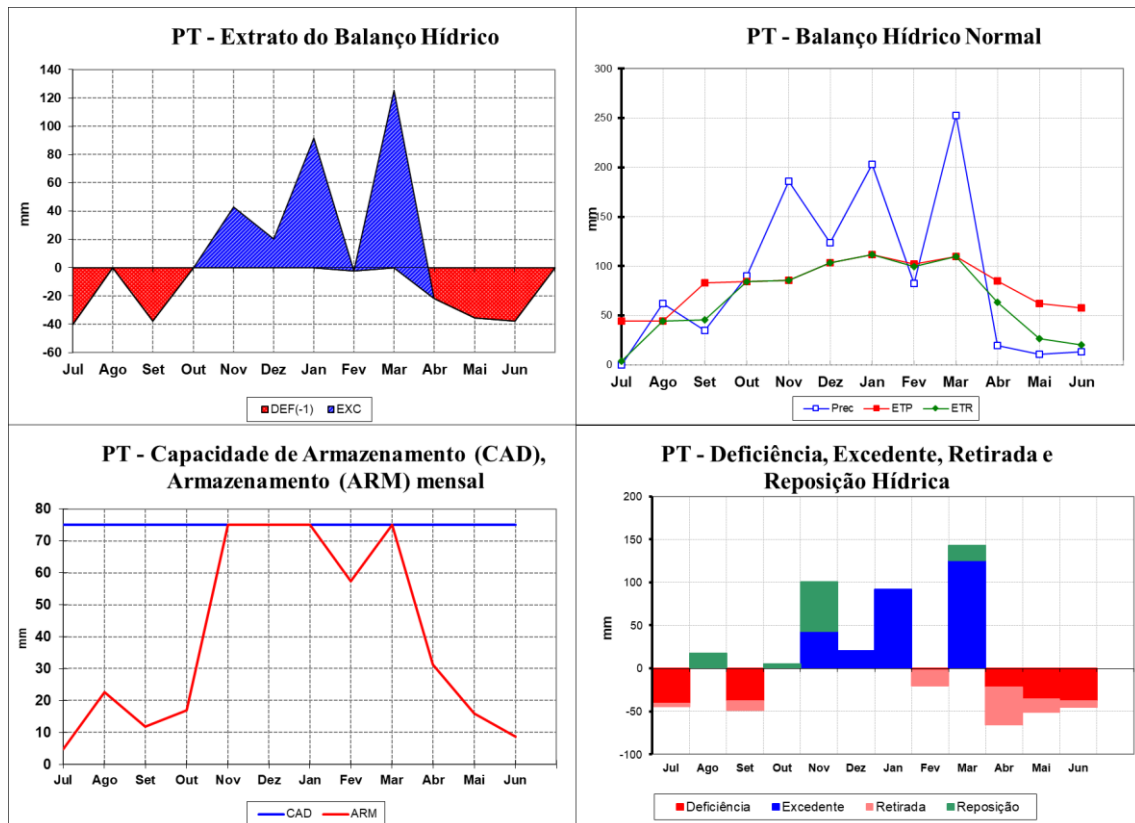


Figura 12. Representação gráfica do balanço hídrico sequencial no PT.

Calculado pelo modelo de Thornthwaite e Mather (1955). Apresenta o extrato do balanço hídrico, balanço hídrico normal, capacidade de armazenamento, armazenamento mensal e taxas de deficiência, excedente, retirada e reposição hídrica.

Na figura 14, pode-se observar que os valores de balanço hídrico para o PAV são um pouco diferentes. Observa-se na figura 12A, que no PAV, nos meses de julho a final de setembro, janeiro, e depois, de abril a junho houve deficiência hídrica. A variação encontrada entre os parques pode ser justificada pela menor precipitação pluviométrica acumulada registrada próximo a esta área. Além da latitude e característica do solo, o modelo de Thornthwaite e Mather (1955) considera como principais forçantes de entrada a temperatura e precipitação. Logo, variações expressivas podem ser identificadas quando se tem menor quantidade de chuva em uma dada floresta. Esta condição mais amena em relação ao PT pode ter implicações fisiológicas e fenológicas na comunidade arbórea do PAV, caracterizando assim uma dinâmica distinta na produção, estoque e decomposição de serapilheira e outros processos ecológicos (Linares, Covelo, Carreira & Merino, 2012; Zhang, Yuan, Dong & Liu, 2014).

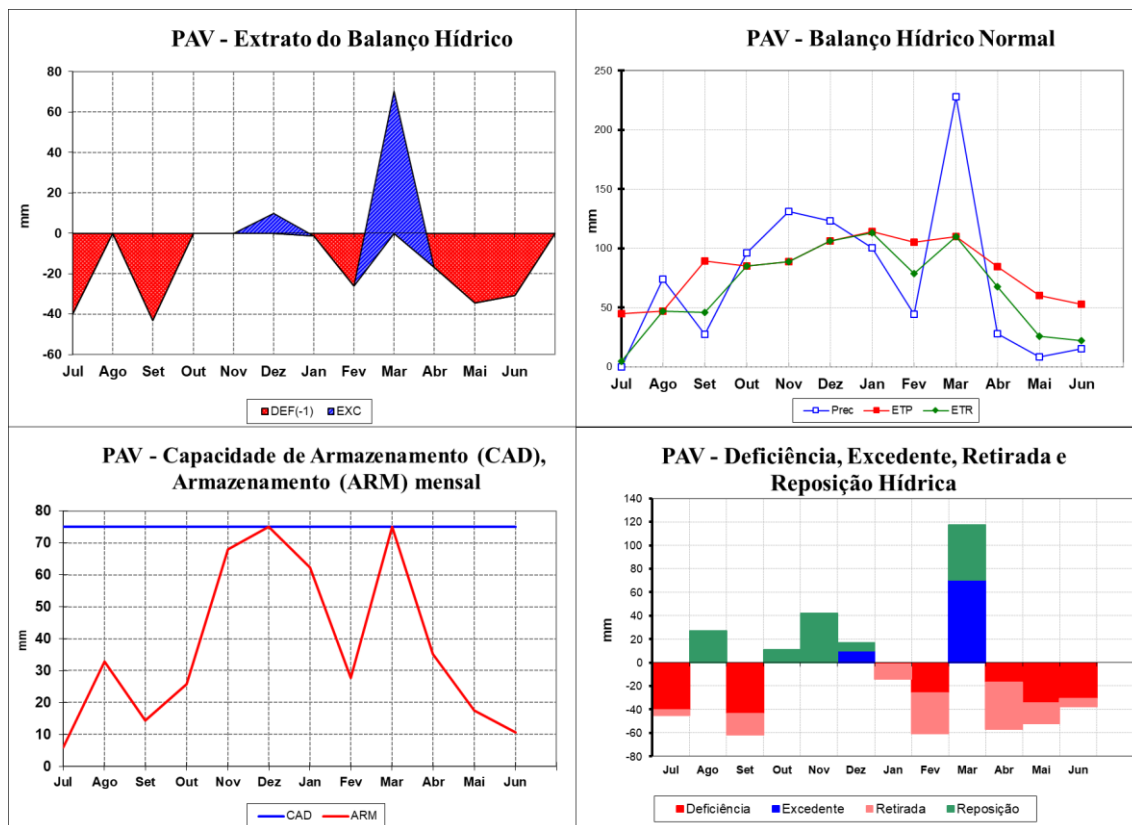


Figura 13. Representação gráfica do balanço hídrico sequencial no PAV.

Calculado pelo modelo de Thornthwaite e Mather (1955). Apresenta o extrato do balanço hídrico, balanço hídrico normal, capacidade de armazenamento, armazenamento mensal e taxas de deficiência, excedente, retirada e reposição hídrica.

As curvas de evapotranspiração potencial (ETP) e real (ETR) foram bem próximas as encontradas no PT. O menor valor acumulado e a queda na precipitação do mês de fevereiro na cidade de São Paulo também refletiu no menor valor de armazenamento de água no solo do PAV neste mês, fato que promoveu maior reposição hídrica no mês de março, quando comparado ao PT. Cabe ainda destacar que houveram três meses de reposição de água no solo na transição entre as estações seca e chuvosa.

Alguns autores mostraram por meio de experimentação controlada que o efeito do déficit hídrico no solo pode alterar processos fenológicos em áreas de regiões tropicais. Silva et al., (2009) elaboraram um sistema controlado de precipitação no solo da floresta e observaram diversos parâmetros da comunidade arbórea, dentre elas a produção de serapilheira. O efeito do déficit hídrico e aumento da temperatura do solo explicou variações drásticas na produção de serapilheira.

A fim de se compreender a variabilidade conjunta dos dados meteorológicos e entendê-los a partir da distribuição temporal nas duas florestas estudadas, a análise multivariada de componentes principais (PCA) referente aos dados coletados próximo ao PT (Figura 15A) mostrou que as unidades amostrais referentes aos valores meteorológicos do mês de março, janeiro, novembro, dezembro, fevereiro e outubro foram mais associadas à velocidade do vento, temperatura, evapotranspiração potencial, precipitação, umidade relativa e excesso hídrico.

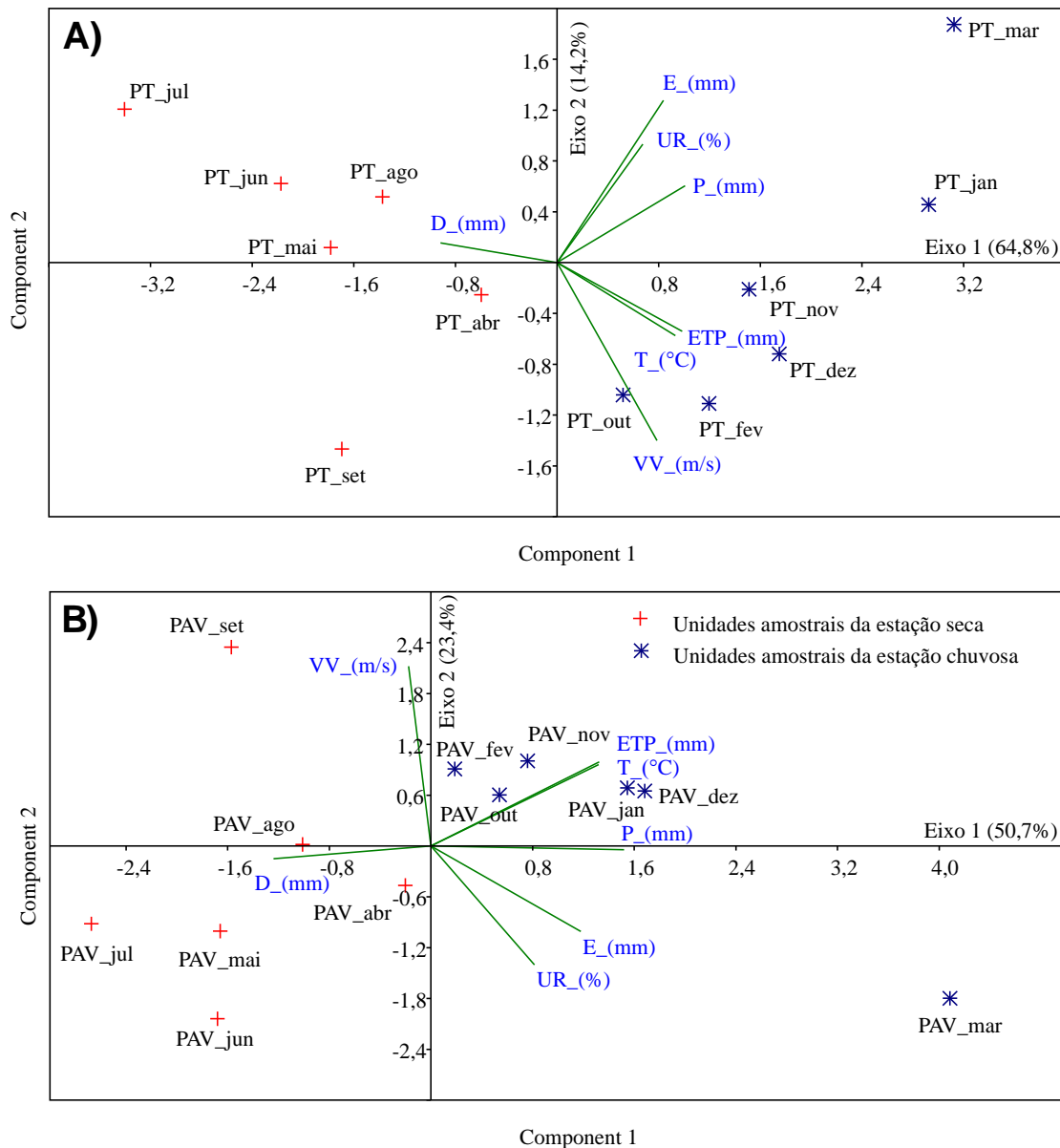


Figura 14. Análise de Componentes Principais (PCA).

A figura mostra a distribuição temporal e associação espacial entre as unidades amostrais coletadas nas bases meteorológicas próximas às áreas de estudo. Em A) PCA referente ao Parque Trianon. Em B) PCA referente ao Parque Alfredo Volpi.

Ao se observar a análise PCA referente aos dados coletados próximo ao PAV, notou-se que o mês de setembro esteve fortemente associado à velocidade de vento, onde provavelmente deve ter havido mais rajadas de vento e conseqüentemente ter promovido maior força mecânica na retirada das folhas e galhos das árvores. As unidades amostrais dos meses referentes a estação chuvosa, mostram que foram associadas as variáveis meteorológicas condicionadas à precipitação pluviométrica e temperatura. Os meses de abril, maio, junho, julho e agosto foram mais associados ao déficit hídrico. Estes resultados não mostram anomalias climáticas no período de estudo, as quais são esperadas para a região sudeste do Brasil nas próximas décadas (Marengo, Jones, Alves, valverde, 2009).

6.2 Produção de serapilheira

Em relação a produção de serapilheira em ambas as florestas, observou-se que o PT produziu um total de 3,185 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, ao passo que o PAV produziu 3,014 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Conforme a figura 16, observa-se que a produção total e frações não diferiram significativamente entre os parques. No entanto, observa-se que dentre as principais frações, as folhas foram as que mais contribuíram para produção total do material decíduo.

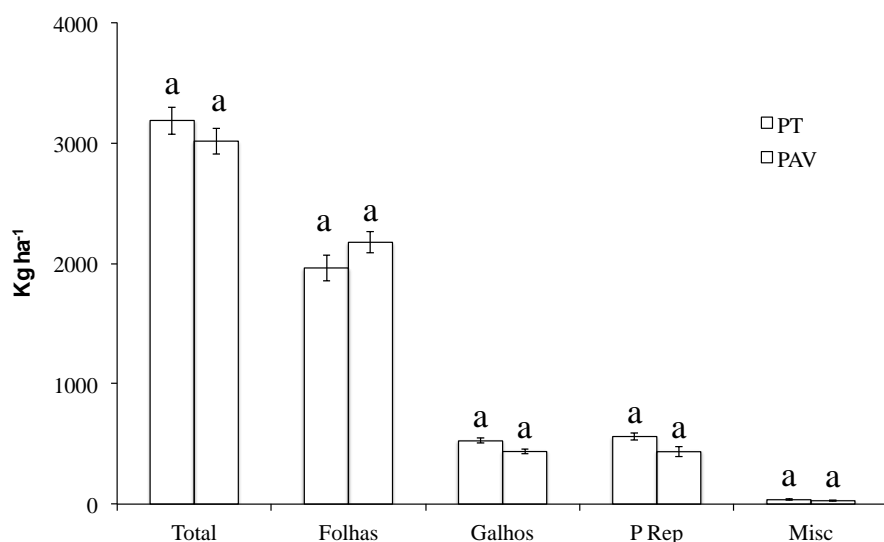


Figura 15. Representação dos valores de produção total e frações de serapilheira ao longo do estudo.

Letras minúsculas iguais representam a não diferença estatística na comparação dos valores entre os grupos (alfa<5%).

A produção de folhas foi de $1,961 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no PT e de $2,174 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no PAV. Com relação aos galhos, os valores foram de $0,524 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para o PT e de $0,436 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para o PAV. As partes reprodutivas apresentaram o valor de $0,561 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para o TM e de $0,434 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para o PAV. Por fim, a miscelânea apresentou um total de $0,035 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para o PT e $0,027 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para o PAV.

Outros trabalhos em florestas urbanas da região sudeste do Brasil mostraram valores superiores ao deste estudo, como é o caso do trabalho de Ferreira, Silva, Pereira, & Lamano-Ferreira (2014) que encontraram $5,9 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em uma floresta mais ao Sul da cidade de São Paulo. Santos (2014) encontrou $8,3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em um trecho preservado de floresta urbana localizado no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, região Sul da capital paulista. No entanto, Ferreira e Uchiyama (2015) encontraram aproximadamente $3,4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de serapilheira em uma floresta urbana na região de Ibiúna, uma cidade localizada logo após o fim da região metropolitana de São Paulo. Para o bioma Mata Atlântica, Martnelli, Lins & Santos-Silva, (2017) encontraram um valor médio de $8 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para 105 florestas de distintos estágios sucessionais estudadas. Um fator muito importante para se compreender a produção de serapilheira é por meio do estágio sucessional dos fragmentos estudados. A ausência deste tipo de informação impede uma avaliação mais criteriosa dos valores totais encontrados em ambos os parques (Moura, Althoff, Oliveira, Souto, Souto, Menezes & Sampaio, 2013).

A grande quantidade da fração folha na produção total de serapilheira está dentro do preconizado por Bray & Gorhem (1964) para a localização geográfica latitudinal nas quais estas florestas se encontram. Ferreira (2014) e outros autores mostraram e discutiram que a produção de serapilheira em regiões tropicais ocorre em torno de 70% do valor total decíduo no solo florestal, fato que confere a esta fração relevante importância na transferência de energia entre os compartimentos bióticos e abiótico (Dickow et al., 2012, Martinelli, Lins, Santos-Silva, Jessica, 2017).

Estes resultados elucidam a importância de se promover o manejo adequado da comunidade arbórea de florestas urbanas, dado que esta rede de áreas verdes urbanas que formam a infraestrutura verde da cidade ciclam naturalmente os nutrientes minerais e mantem a produtividade primária destes ecossistemas terrestres. Em florestas urbanas, a queda de serapilheira e a decomposição representam a principal transferência de matéria

orgânica e nutrientes da vegetação para a superfície do solo e determinam trajetórias positivas no processo de reabilitação e restauração de ecossistemas degradados.

Cabe ressaltar que variações desproporcionais de produção de serapilheira poderia culminar em maiores taxas de decomposição da matéria orgânica e promoção de elevadas taxas de emissão de carbono por parte destes sistemas florestais. Além disto, entende-se que o monitoramento da produção do material decíduo em remanescentes de floresta Atlântica urbana é fundamental para se conhecer a dinâmica florestal em cenários de extremos climáticos, como o vivido nos anos de 2014 e 2015 (Nobre, Marengo, Seluchi, Cuartas, Alves, 2016). Santos (2014) destaca a importância de se fazer o monitoramento contínuo da serapilheira em florestas urbanas e destaca que diferenças decorrentes do inadequado manejo da comunidade vegetal (p. ex.: espécies invasoras ou homogeneização biótica) pode trazer implicações em processos ecológicos.

Um fato importante para se analisar a dinâmica da serapilheira é com relação à sua sazonalidade no aporte do material decíduo, dado que este compartimento é fundamental para a manutenção de áreas verdes. Observou-se neste estudo que, em geral, em ambos os parques a curva de produção total de serapilheira foi acompanhada pela curva da produção de folhas, destacando assim o importante papel desta fração na ciclagem da matéria. Em ambos os parques se notou um pico da produção da serapilheira no mês de setembro, ou seja, o mês que caracteriza a transição da estação seca para a estação chuvosa. Os menores valores encontrados da produção total do material decíduo ocorreram nos meses de dezembro e julho de 2017.

As curvas de produção total de serapilheira e de produção de folhas ao longo do ano não estão de acordo com os achados de outros autores que também avaliaram a produção do material decíduo na cidade de São Paulo (Ferreira, Silva, pereira & Lamano-Ferreira, 2014; Santos, 2014). Percebe-se, neste estudo, um pequeno adiantamento no aumento da queda do folheto das comunidades vegetais. Esta não uniformidade com outros resultados de florestas urbanas da cidade de São Paulo refuta a hipótese de que a produção de serapilheira seja sincronizada com os fatores meteorológicos, assim como alguns autores têm mencionado para outras florestas tropicais (Brando, Goetz, Baccini, Nepstad, Beck, Christman, 2010; Wu, Albert, Lopes, Rastrepo-Coupe, Hayek, Wiedemann... & Tavares, 2016). Esta refutação de hipótese levanta o questionamento se fatores endógenos ao sistema biótico (p. ex.: aspectos fisiológicos, fenológicos, bioquímicos) seriam mais ou tão importantes quanto os fatores abióticos (p ex.: variações

climáticas, poluição atmosférica), dado que a comunidade vegetal que compõem a infraestrutura verde de uma cidade está condicionada a diferentes condições de temperatura (devido a ilhas de calor), diferentes condições de contaminação atmosférica (proximidade de fontes poluidoras) ou diferentes tipos de ambiente físico (heterogeneidade ambiental do terreno da cidade de São Paulo).

Uma possível explicação para a alta produção no final da estação seca e baixa produção do material decíduo na estação chuvosa pode estar associada à eficiência no uso da água e economia de carbono que ocorre nos meses de menor quantidade de precipitação pluviométrica. A maior queda de folhas durante a estação seca pode ser explicada por uma estratégia evolutiva das espécies em economizar água para processos fisiológicos e manutenção dos indivíduos durante a estiagem, pois a manutenção do processo fotossintético com baixa disponibilidade de água poderia ser ecologicamente custoso para preservar a folha no corpo da árvore (Ferreira, Silva, Pereira, Lamas-Ferreira, 2014). Além disso, esta estratégia evolutiva pode estar relacionada a renovação do folheto para a estação de chuvas e maior temperatura que ocorrerá subsequentemente, fatores que estão fortemente associados ao processo fotossintético. O surgimento de novas folhas no fim da estação seca pode ser uma via de investimento metabólico a ser priorizada (Whright & van Schaik, 1994), fato que pode explicar a maior queda de folhas neste período.

Outra explicação para a curva encontrada pode estar associada às condições da poluição atmosférica, as quais apresentam relação no estresse oxidativo das plantas (Ferreira & Domingos, 2012) e também na produção hormonal e abscisão foliar (Craker, 1971; Liu, King & Giardina, 2005). Tipicamente, os meses mais secos são os que apresentam maiores valores de acúmulo de contaminantes atmosféricos na cidade de São Paulo (Ferreira, Esposito, Souza & Domingos, 2012; Pina, Souza, Meirelles & Moraes, 2017), provavelmente expondo as árvores a uma condição mais suscetível de estresse durante o período deste estudo. Este resultado chama a atenção para o desenvolvimento/aperfeiçoamento de políticas públicas direcionadas à contaminação atmosférica urbana não somente em decorrência de problemas de saúde pública, mas também por conta da manutenção de processos ecossistêmicos em áreas verdes urbanas. Os dados podem ser observados na figura 17.

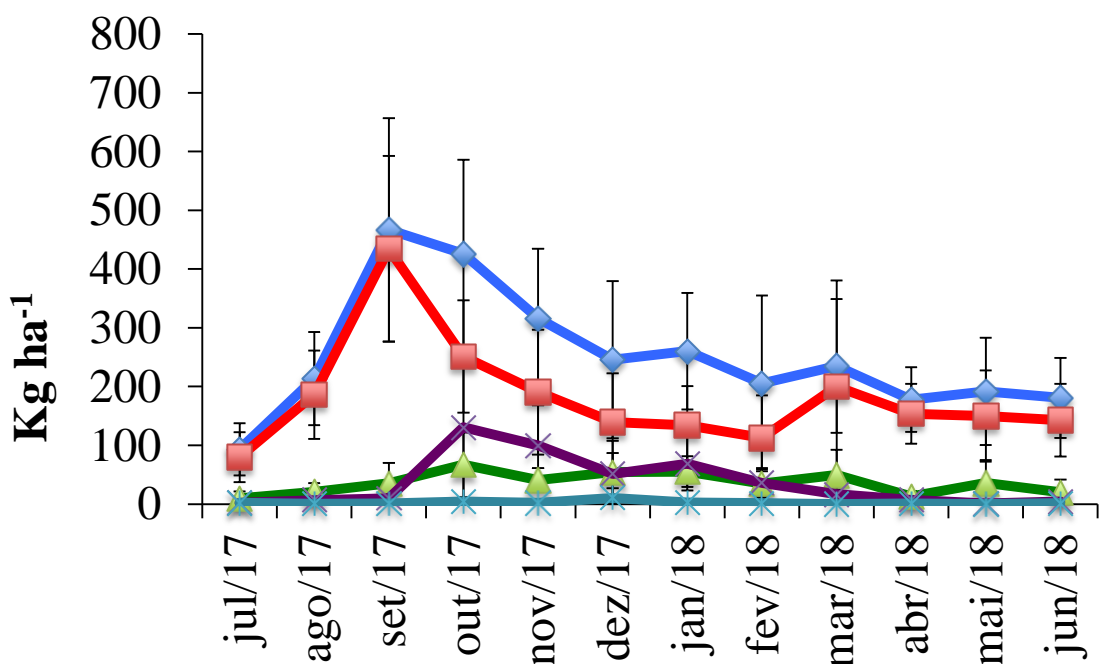
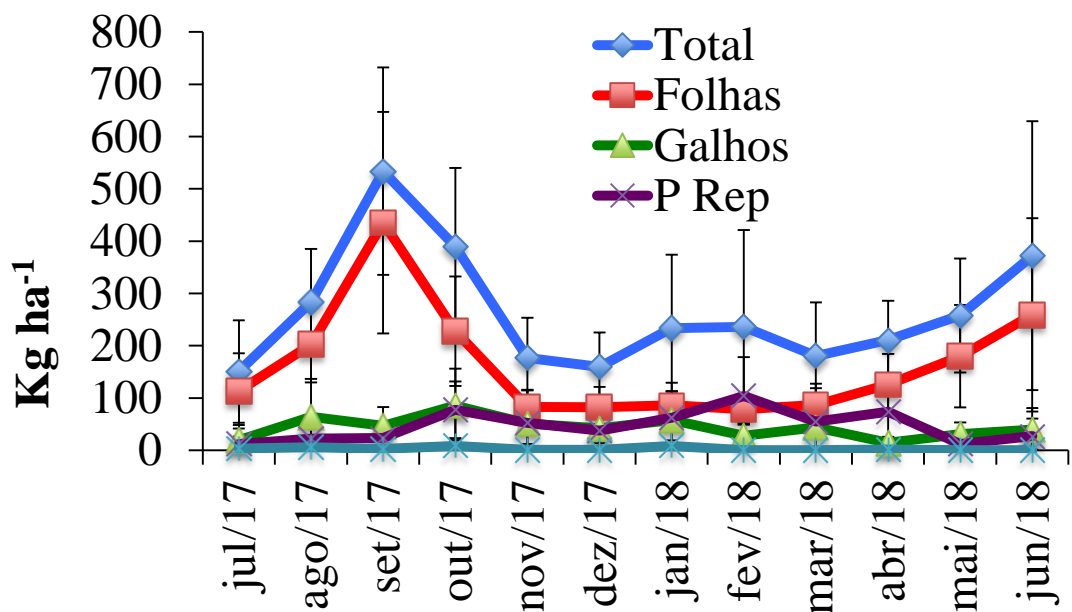


Figura 16. Curvas de variação na produção total e frações de serapilheira ao longo do período de estudo.

Em A) valores referentes ao Parque Trianon e em B) valores referentes ao Parque Alfredo Volpi.

A maior produção de galhos durante a estação chuvosa pode estar associada ao contato mecânico das gotas de água de chuva e rajadas de vento. Esta fração foi relevante para manter sutilmente mais elevada a produção total de serapilheira no PAV durante a estação chuvosa. Em relação as partes reprodutivas é esperado que a maior

produção delas ocorra na estação chuvosa, dado que este é o período de primavera, estação que propicia a melhor condição para o florescimento e frutificação (Silva, Périco, Dalzochio, Santos, Cajaiba, 2018). Um fator que poderia causar diferença nos valores desta fração seria a diversidade da composição florística, na qual florestas que possuem espécies que produzem mais flores por indivíduo ou frutos mais pesados apresentariam valores superiores desta fração. Destaca-se a relevante importância das partes reprodutivas durante este período na manutenção da biodiversidade, dado que esta contribuição das florestas é um importante serviço ecossistêmico em áreas urbanas (Ziter, 2016; Schwarz, Moretti, Bugalho, Davies, Haase, Hack... & Knapp, 2017; Banzhaf, de la Barrera, Reyes-Paecke, 2019).

A diversidade de floração e frutificação sazonal, com ligação ao tempo de caimento das folhas e ao período sem folhas, reflete o fato de que as estratégias reprodutivas e de sobrevivência evoluíram em espécies arbóreas sob um bioclimador. A periodicidade da floração evoluiu como uma adaptação a um período anual sem folhas e o tempo necessário para o desenvolvimento da fruta. A relação direta entre o período sem folhas (inverso ao período de crescimento) e o intervalo de tempo entre o início das fases vegetativas e reprodutiva reflete a divisão do uso de recursos para apoiar essas fases. O predomínio da floração no verão, parece ser uma adaptação única em árvores para sobreviver sob um clima tropical sazonal (Singh, & Kushwaha, 2005).

Dado que em ambos os parques não ocorreram diferenças significativas na produção total e frações e observou-se uma curva semelhante entre estação seca e chuvosa, a análise NMDS (dimensionamento multidimensional não-métrica) mostrou que de fato as unidades amostrais referentes aos parques se agruparam em relação a condição espacial, mas tiveram separação na condicionante temporal figura 18.

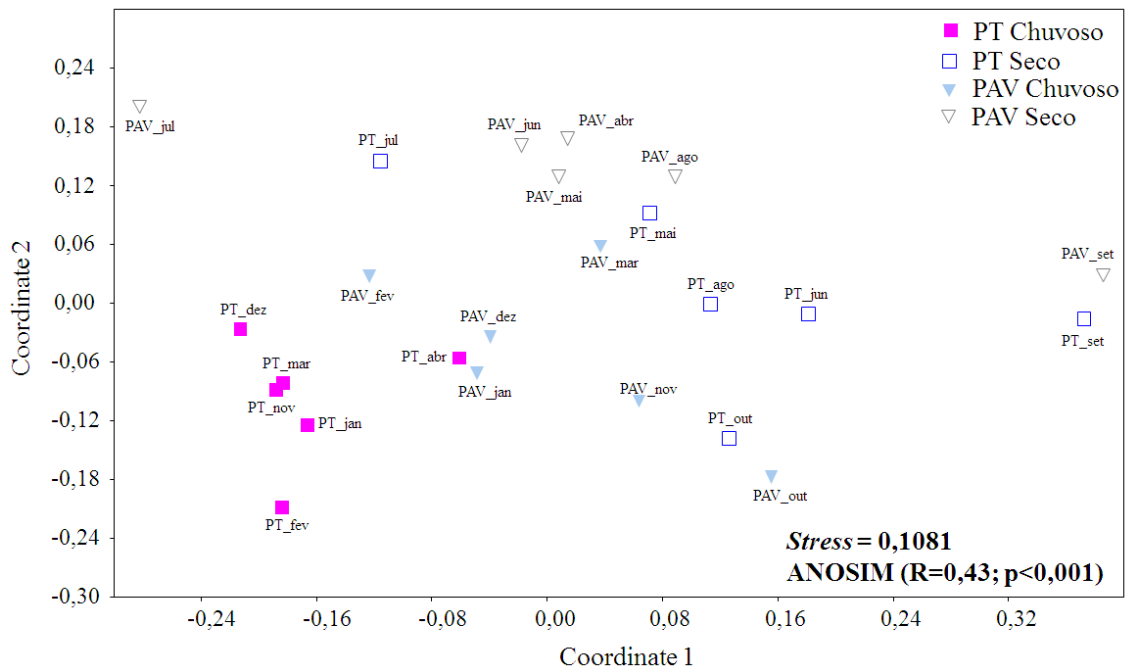


Figura 17. Análise de escala multidimensional não-métrica (NMDS)

Utilização o í mostrando a tendência anual de produção de serapilheira (frações) agrupados de acordo com os habitats. PT, Parque Trianon; PAV, Parque Alfredo Volpi.

A análise multivariada NMDS apresentou *stress* (0,1081) satisfatório e indicou que as florestas estudadas funcionam semelhantemente em termos fenológicos, porém, em ambas, percebe-se uma clara distinção entre a estação seca e chuvosa.

As unidades amostrais apresentadas na Figura 18 demonstram uma clara proximidade na formação de dois grupos homogêneos, sendo um grande grupo formado por unidades amostrais referentes à estação chuvosa (símbolos preenchidos) e outro grupo referente à estação seca (símbolos vazios). Desta forma, nota-se uma sobreposição nas unidades amostrais de ambas as florestas na mesma estação.

Este resultado traz a ideia de que os fragmentos florestais urbanos possam apresentar semelhança em seu funcionamento desde que tenham algumas características em comum, tais como composição florística, estrutura arbórea e estágios sucessionais (Swanson, Franklin, Beschta, Crisafuli, DellaSala, Hutto... & Swanson 2011; Huang, Ma, Zhao, Niklaus, Schmid, He, 2017). Com isso, os planos de manejo de parques urbanos podem ser elaborados e aperfeiçoados de forma mais uniforme, destacando que dos 106 parques municipais de São Paulo, apenas quatro possuíam planos adequados e finalizados até o ano de 2016 (Nascimento, 2018)

Considerando a força da estação do ano na distinção da produção de material decíduo em ambas as florestas urbanas, observou-se que massa de folhas caídas durante a estação seca no PT foi 61% maior do que no período chuvoso, ao passo que no PAV esta diferença foi de apenas 25%. No PT, a produção de galhos na serapilheira foi 17% maior no período seco do que no período chuvoso, tendência que não se observa no PAV, onde a produção maior da fração ocorreu no período chuvoso (23%). Conforme reportado anteriormente, as partes reprodutivas apresentaram maiores valores no período chuvoso. No PT, a produção foi 54% maior nos meses com maior quantidade de chuvas do que nos meses mais secos e no PAV esta diferença foi de 44%.

O Parque Trino Masp apresenta uma grande quantidade de palmeiras invasoras (*Archontophoenix cunninghamiana*) cujo potencial competitivo e impacto sobre espécies nativas pode ser bastante pronunciado. Em decorrência desta relação ecológica, a comunidade de plantas pode aumentar a densidade e produção de biomassa primária, principalmente de sementes, embora outras variáveis, como crescimento, abundância, diversidade e adequação de plantas nativas, sejam prejudicadas nesse processo (Dislich, Kissler & Pivello, 2002; Christianini, 2006; Mengardo & Pivello, 2012).

Alguns parques urbanos fazem o manejo da serapilheira devido à questões estéticas ou de caminhabilidade em suas vias. Ferreira, Souza, Conti, Quaresma, Tavares, Silva... & Camargo (2016) ressaltam a importância do manejo da serapilheira na estrutura de comunidades de artrópodes que vivem no solo destes fragmentos florestais. Assim, parques urbanos de São Paulo que compõem a infraestrutura verde da cidade devem planejar o manejo adequado deste compartimento biótico durante os meses de estação seca, dado que estas áreas têm papel fundamental na manutenção da biodiversidade urbana.

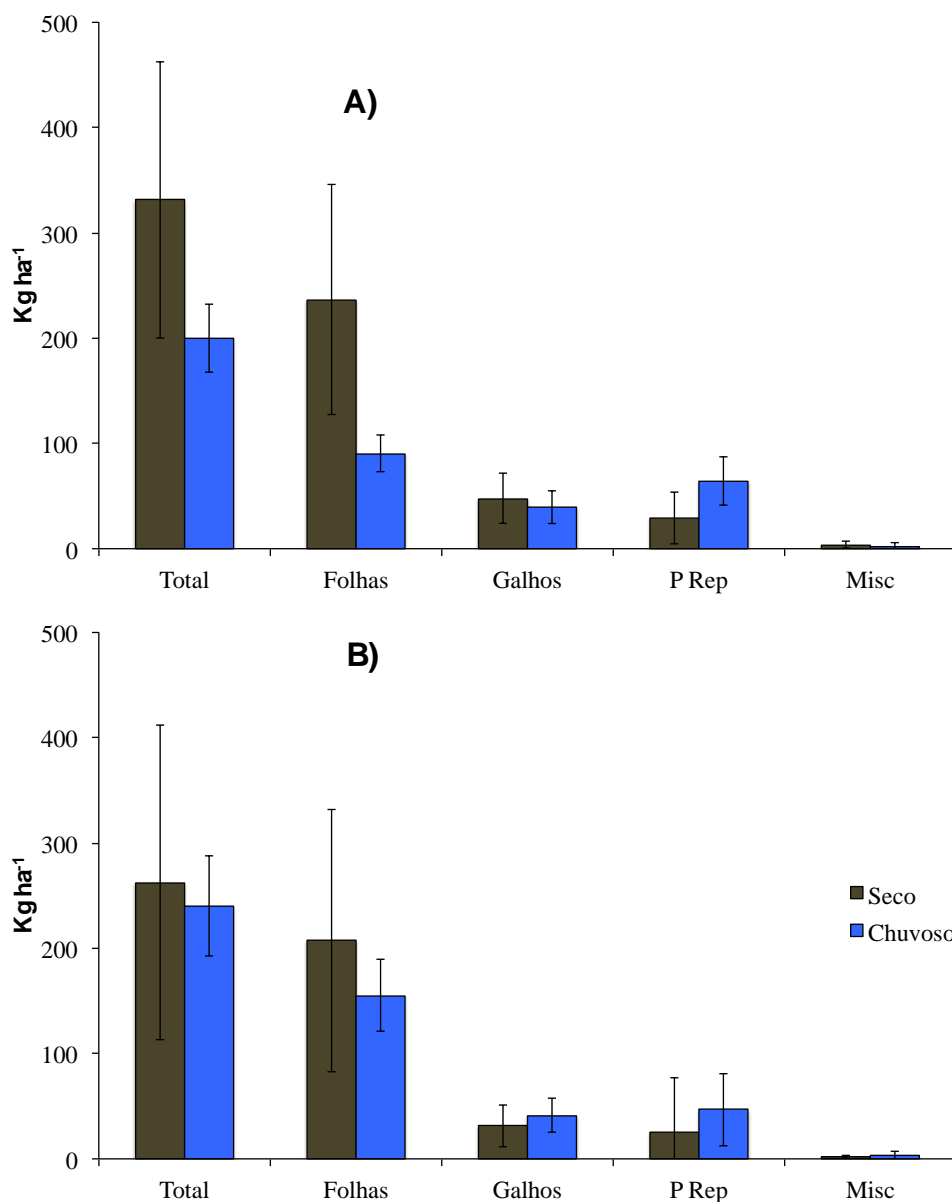


Figura 18. Representação gráfica da produção total e frações de serapilheira em diferentes estações do ano (seca e chuvosa) em diferentes áreas de estudo.

Em A) Parque Trianon e em B) Parque Alfredo Volpi.

Considerando uma clara distinção na tendência observada entre as estações seca e chuvosa, buscou-se neste trabalho identificar quais atributos meteorológicos foram os principais responsáveis pela queda do material decíduo.

Para explicar as variações encontradas, realizou-se um modelo de regressão múltipla na qual se buscou evidenciar quais variáveis meteorológicas influenciaram a produção total de serapilheira e suas frações. No entanto, conforme mostra a Tabela 2, a produção total, de folhas e de galhos do PT foram explicadas pelas forçantes climáticas

estudadas, e no PAV apenas a produção total e de folhas da serapilheira obtiveram relação direta com as variáveis meteorológicas.

Tabela 2.

Valores dos parâmetros utilizados nos modelos de regressão múltipla para determinar a variação na produção de serapilheira (total e frações). Critério selecionado pelo maior peso de R², índice de Variância (F), nível de significância (P). T_{PT}- Produção total no Parque Trianon; T_{PAV}- Produção total no Parque Alfredo Volpi; F_{PT}- Produção de folhas no Parque Trianon; F_{PAV}- Produção de folhas no Parque Alfredo Volpi; G_{PT}- Produção de galhos no Parque Trianon; VV- velocidade de vento; T- Temperatura; R- Radiação global; U, umidade relativa do ar; P- Precipitação pluviométrica.

Modelo	R ²	F	P
$T_{PT} = 2236 + 228,42VV + 38,16T - 3,48R$	0,96	34,2	<0,001
$F_{PT} = 2155,1 + 116,03VV + 25,34T - 2,61R$	0,98	68,13	<0,001
$G_{PT} = 372,27 + 0,21P + 72,83VV$	0,89	9,89	0,007
$T_{PAV} = 1604,2 + 1,83P + 1522,8VV - 21,94U - 7,96R$	0,89	9,85	0,007
$F_{PAV} = 2049,1 + 1256,8VV - 24,65U$	0,77	4,18	0,005

A hipótese levantada de que processos endógenos estariam operando na senescência e queda das folhas pertencentes à ambas comunidades pode ser melhor explicada pelos modelos encontrados. Nota-se que para as duas florestas estudadas, atributos diretamente envolvidos na fotossíntese, seja na regulação da condutância estomática ou na fase fotoquímica, provavelmente foram fundamentais na queda do material decíduo. Martinelli, Lins & Santos-Silva (2017) mostraram a importância da temperatura na produção de serapilheira utilizando 105 sítios de estudos espalhados ao longo da Mata Atlântica.

Dentre as variáveis meteorológicas, destacam-se no PT a temperatura e velocidade do vento e no PAV a umidade relativa do ar e predominantemente a velocidade de vento. Estes fatores parecem contribuir de maneira mecânica a agitação das árvores e conseqüentemente na queda das folhas e galhos, mostrando que essa deposição foi acentuada em ambos os parques nos meses de maior ocorrência desse evento abiótico.

A velocidade do vento também pode acarretar em fator fisiológico nas plantas, provocando um estímulo excessivo à evapotranspiração. Isso pode ocorrer quando a massa de ar pode ser associada a partículas quentes constituintes, provocando seca fisiológica na árvore, ou se associada a baixa energia das partículas constituintes frias ocasiona energia interna incompatível com as funções celulares diminuindo ou aumentando a transpiração e a absorção de dióxido de carbono.

Os menores valores de precipitação pluviométrica (Figura 11), e menor aporte de água no sistema solo-planta demonstrado no balanço hídrico sequencial (Figura 13 , balaço hídrico do PAV) corrobora a hipótese levantada de que a vegetação do PAV usou a perda frações de serapilheira como estratégia de economia de água durante a estação seca, mais pronunciadamente no final do período (Figura 13, esta deve ser a figura da variação sazonal de serapilheira). A influência da umidade relativa do ar na queda das folhas do PAV pode ser explicada pela importância desta variável meteorológica na condutância estomática e conseqüentemente na perda de água para o ambiente. A relação negativa da umidade também corrobora a possível estratégia das plantas em perder a folha como mecanismo de economia de água, regulado por ação hormonal (Wang, Yang, Trishchenko, Barr, Black & McCaughey, 2009; Aasamaa & Sober, 2011). Deve-se considerar ainda que, de fato, a força mecânica foi a principal responsável pela maior produção de galhos no PT.

Deve-se considerar ainda que várias condicionantes podem influenciar a produção de serapilheira em uma cidade. O PT está localizado em uma das partes mais altas e no centro da cidade de São Paulo. Este também é o menor fragmento estudado. Alguns autores reportam que o tamanho da floresta e seu nível de isolamento podem ser fundamentais na alteração de processos ecossistêmicos (Zhou, Huang & Cadenasso, 2011; Ceplová, Kalusová & Lososová, 2017). Em um trabalho florístico realizado no PT, PAV e outros parques por Aragaki, Melo & Gomes (2018), o parque Trianon se diferente dos outros, com forte influência da palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana*. Os autores comentam a importância do histórico de perturbação, localização e tamanho do fragmento nesta distinção.

Além disso, no entorno do PT existe uma rede de prédios que podem interferir na velocidade do vento e distribuição da temperatura média do ar, ao passo que o PAV se localiza em bairro residencial, ou seja, rodeado de casas. Esses fatores podem influenciar

os processos ecológicos da vegetação que consequentemente interfere na dinâmica e ciclagem de nutrientes via serapilheira.

Outra característica importante está associada ao manejo da arborização do parque urbano. Dependendo da finalidade do parque (p. ex.: esporte, lazer ou conservação), as áreas verdes podem ter maior densidade arbórea, fato que induz a maior taxa de evapotranspiração e altera o microclima local. O maior adensamento arbóreo está, provavelmente, associado aos maiores valores de umidade relativa do ar que consequentemente apresentam relações com processos fotossintéticos e senescência foliar.

Isto pode ser particularmente importante na gestão de áreas verdes urbanas. O adensamento de árvores e palmeiras não somente alteram microclima, como também sequestram mais carbono da atmosfera e trazem uma sensação de bem estar e conforto térmico, promovendo assim um importante serviço ecossistêmico (Wolch, Byrne, Newell, 2014; Ling & Chiang, 2018). Alguns parques de São Paulo, como por exemplo o Parque jardim da Conquista (dado não mostrado), dentre outros, apresentam grande potencial de adensamento arbóreo. O plantio e adensamento de árvores em parques urbanos é uma garantia de conservação do solo, o qual tem via serapilheira, a ciclagem de nutrientes e manutenção de sua estrutura.

Sabe-se que a produção de serapilheira tem relevância extrema na produtividade primária da floresta e consequentemente na manutenção dessas áreas verdes urbanas (Vitousek, 1984; Kotowska, Leuschener Triadiati & Hertel, 2016; Peng, Shen, Wu, Liu & Wang, 2018). As áreas verdes urbanas possuem papel muito amplo no planejamento urbano, dentre as quais, recentemente tem se discutido a questão da infraestrutura verde, ou seja, o conjunto de adensamentos arbóreos presentes no desenho ambiental de cidades capazes de prestar serviços ecossistêmicos (Sinnott, Calvert, Smith, Burgess & King, 2018).

Essas áreas verdes apresentam importância social e médica dentro do contexto da infraestrutura verde. Esta modalidade de Infraestrutura se refere a recursos de projeto ambiental ou sistemas projetados em um espaço natural e urbano interconectado que fornece serviços ecossistêmicos multifuncionais. No entanto, há grande incerteza e variação na função de diferentes características da infraestrutura verde relacionadas aos processos de carbono e nitrogênio que são essenciais para o crescimento sustentado da

planta (Firehock, 2010). Neste contexto, estudos que forneçam informações seguras sobre os padrões e processos ecológicos em áreas verdes urbanas subsidiarão o melhor planejamento ambiental de cidades.

Assim, em contraste com a expansão contínua e descontrolada do desenvolvimento urbano resultando em cidades desorganizadas, cidades planejadas têm sido defendidas por planejadores e pesquisadores como a forma urbana mais sustentável (Artmann et al, 2019). Portanto, conhecer os padrões e processos ecológicos de áreas verdes urbanas auxiliará a planejar de forma mais eficiente o desenho ambiental da cidade e conseqüentemente o uso do território.

6.3 Análise da decomposição de serapilheira

Observou-se que por meio da metodologia dos litter bags, que a taxa de decomposição da serapilheira seguiu decaimento exponencial conforme proposto por Olson (1964). A taxa de decomposição teve 93% de explicação no modelo exponencial do PAV e 81% de explicação para o PT, conforme a Figura 19.

A biomassa perdida no PT no primeiro mês correspondeu a aproximadamente 21% do total exposto, sendo que do final do primeiro mês até o final do segundo apenas 2% adicionais foram decompostos. No final do período de exposição se observou um consumo de aproximadamente 31% da biomassa de serapilheira exposta no primeiro mês. No PAV, a serapilheira teve apenas 11% do seu material decomposto ao término do primeiro mês, ou seja, quase a metade do que foi consumido pela microbiota no PT, no mesmo período. Ao final do período de exposição aproximadamente 24% da serapilheira foi consumida. Essas variações podem ocorrer por conta de diversos fatores, dentre os quais se destacam a qualidade da serapilheira, a qual está condicionada a composição florística do local (Martius, Hofer, Garcia, Rombke & Hanagarth, 2004), aos fatores meteorológicos que podem favorecer ou não a atividade microbiota, tais como temperatura e precipitação (Ferreira, Pereira, Silva, Lamano-Ferreira, 2014). Essa maior perda de biomassa no primeiro mês de exposição é comum em estudos desta natureza e está fortemente associado aos teores de nutrientes importantes para o metabolismo celular da microbiota, tais como nitrogênio, fósforo, cálcio e outros nutrientes (Veen, Freschet, Ordonez, Wardle, 2015).

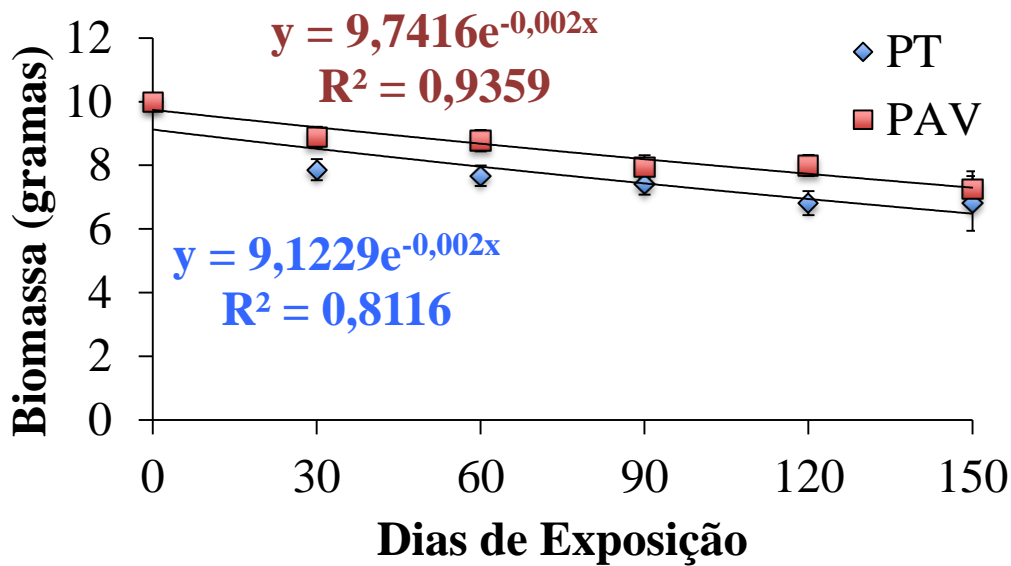


Figura 19. Curvas de decomposição de serapilheira e modelos exponenciais calculados ao longo de 150 dias de exposição em campo. Losângulos representam dados referentes ao Parque Trianon e quadrados representam dados referentes ao Parque Alfredo Volpi.

A partir do modelo exponencial elaborado para cinco meses foi possível calcular a constante de decomposição da serapilheira (k) o tempo necessário para decompor 50 e 95% do material decíduo, conforme mostra na tabela x. Neste estudo, observou-se que no PT a k foi um pouco maior do que no PAV e o tempo de decomposição de 50% e 95% da serapilheira foi menor no PT em relação ao PAV. Em geral, para decompor 95% da serapilheira são necessários 3,2 anos no PT e 3,8 anos no PAV.

Tabela 3

Valores calculados para a constante de decomposição (k), tempo para decompor 50% (T_{50}) e 95% (T_{95}) da serapilheira

	K (g g dia ⁻¹)	$T_{50\%}$ (dias)	$T_{95\%}$ (dias)	$T_{95\%}$ (anos)
PT	0,002566183	270,11	1169,05	3,2
PAV	0,002141868	323,62	1400,65	3,8

Embora a temperatura média do ar tenha sido muito parecida em ambos os locais, a precipitação e umidade relativa do ar foram menores no PAV durante o período de

estudo. Estas características podem ter sido fundamentais para a pequena variação encontrada.

Contrapondo a explicação das variáveis climáticas no controle da decomposição, a razão C:N evidenciou algo não esperado. A razão entre estes elementos apresenta relação inversa à taxa de decomposição. Ramon (2018) encontrou maior C:N no PT, o que deveria implicar em menor taxa de decomposição da matéria orgânica. Além disso, à composição florística do PAV é mais diversa do que no PT (Aragaki, Melo & Gomes, 2018), fato que implica em maior qualidade nutricional do material decíduo. Este fato deveria estar associado à maior taxa de decomposição, o que não foi encontrado.

Alguns fatores bióticos ou abióticos também podem ser decisivos na taxa de decomposição de serapilheira de uma dada floresta, dentre as quais se destaca a comunidade microbiana (Navarrete, Tsai, mendes, Faust, Hollander, Cassman... & Kuramae, 2015; Krashevskaya, Malysheva, Klarner, Mazei, Maraun, Widyastuti & Scheu, 2018). Além disso, a poluição atmosférica ou a localização geográfica da floresta urbana nos limites metropolitanos também podem ser fatores que interfiram diretamente nas taxas de decomposição (Ferreira, Pereira, Silva & Lamano-Ferreira, 2014; Ferreira, Ribeiro, Albuquerque, Ferreira, Figueira, Laforteza, 2017). Esta interferência do contaminante aéreo pode apresentar menores concentrações no sentido da borda para o interior de florestas urbanas, na qual a vegetação pode servir como “filtro” biológico destes poluentes (Ferreira, Ribeiro, Ferreira, Kniess, Quaresma, Laforteza... & Saldiva, 2017, Ramon, 2017). Desta forma, pode-se inferir que o adequado manejo e adensamento de árvores em áreas protegidas localizadas dentro de cidades pode contribuir também na manutenção e regulação do microclima local, aumentando a umidade relativa do ar por processos de evapotranspiração, favorecendo assim a decomposição da matéria orgânica e efetivando a ciclagem de nutrientes, sendo este um processo vital na estrutura e funcionamento de uma floresta (Vitousek, 1984).

7. CONCLUSÃO

Concluí-se que a metodologia aplicada neste trabalho, tanto para análise de produção, quanto para análise de decomposição se mostrou satisfatória e replicável. Também se pode observar que a localização do parque interferiu de forma pouco expressiva nos resultados devido aos mesmos se encontrarem em área central e mais afastada, porém, a hipótese que argumentava que a produção de serapilheira seria sincronizada com as variáveis meteorológicas foi refutada, dado a antecipação no pico do material decíduo e menor produção de folheto durante a estação chuvosa, conforme mostram outros estudos realizados em São Paulo.

A taxa de decomposição da serapilheira seguiu decaimento exponencial em ambos os parques, porém no PAV, a temperatura mais baixa e a menor precipitação pluviométrica parecem ter colaborado para esses dados, mostrando que condições microclimáticas podem ser importantes no processo ecossistêmico.

Ainda neste sentido, o adensamento de árvores pode interferir nas condicionantes do clima local e alterar os processos de produção e decomposição de serapilheira, tendo desta forma, papel fundamental na ciclagem de nutrientes. Com isso, sugere-se que mais evidências sejam levantadas sobre o papel sistêmico da comunidade arbórea em uma floresta urbana para fins de planejamento estratégico da implantação e manutenção da infraestrutura verde da cidade de São Paulo.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho traz como subsídio informações inovadoras no âmbito de parques urbanos. Tais informações sobre produção primária nestas florestas podem auxiliar nos planos de manejo e manutenção da infraestrutura verde da cidade de São Paulo e outras grandes cidades. Visto as contribuições deste trabalho, acredita-se que o mesmo possa ser replicado em outras florestas urbanas, ampliando assim o monitoramento e o conhecimento sobre padrões e processos ecológicos em cidades.

9. REFERÊNCIAS

- Aasamaa, K., & Söber, A. (2011). Stomatal sensitivities to changes in leaf water potential, air humidity, CO₂ concentration and light intensity, and the effect of abscisic acid on the sensitivities in six temperate deciduous tree species. *Environmental and Experimental Botany*, 71(1), 72-78.
- Ab'Saber, A. N. (2017). A terra paulista. *Boletim Paulista de Geografia*, (23), 5-37.
- Aita, C., & Giacomini, S. J. (2003). Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27(4).
- Almeida, E. J., Luizao, F., & Rodrigues, D. D. J. (2015). Litterfall production in intact and selectively logged forests in southern of Amazonia as a function of basal area of vegetation and plant density. *Acta Amazonica*, 45(2), 157-166.
- Almeida, D. S. (2016). *Recuperação ambiental da mata atlântica*. SciELO-Editus-Editora da UESC.
- Amaral, W. A. D., Brito, M. C. W., Assad, A. L. D., & Manfio, G. P. (2009). Políticas públicas em biodiversidade: conservação e uso sustentado no país da megadiversidade. *Revista on-line International Studies on Law and Education*, (1-17).
- Anderson, J., & Ingram, J. (1993). Tropical soil biology and fertility (TSBF). *Handbook of methods*. CAB International.
- Andrade, A. D., Tavares, S. D. L., & Coutinho, H. D. C. (2003). Contribuição da serapilheira para recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. *Informe Agropecuário*, 24(220), 55-63.
- Andrade, A. G., Caballero, S. S. U., & de Faria, S. M. (1999). Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. *Embrapa Solos-Documents (INFOTECA-E)*.
- Aragaki, S., & Mantovani, W. (1998). Caracterização do clima e da vegetação de remanescente florestal no planalto paulistano (SP). *Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*. Pub. Aciesp, 104(2), 25-36.
- Aragaki, S.; Melo, M. M. R. F.; Gomes, E. P. C. Composição florística e estrutura de cinco fragmentos florestais urbanos no município de São Paulo, SP, Brasil. In: 69°

Congresso Nacional de Botânica, 2019, Cuiabá. Resumos do 69° Congresso Nacional de Botânica. Cuiabá: Universidade Federal de Mato Grosso, 2018. v. 1. p. 1-1.

Artmann, M., Kohler, M., Meinel, G., Gan, J., & Ioja, I. C. (2019). How smart growth and green infrastructure can mutually support each other—A conceptual framework for compact and green cities. *Ecological indicators*, 96, 10-22.

Banzhaf, E., de la Barrera, F., & Reyes-Paecke, S. (2019). Urban Green Infrastructure in Support of Ecosystem Services in a Highly Dynamic South American City: A Multi-Scale Assessment of Santiago de Chile. In *Atlas of Ecosystem Services* (pp. 157-165). Springer, Cham.

Baró, F., Chaparro, L., Gómez-Baggethun, E., Langemeyer, J., Nowak, D. J., Terradas, J. (2014). Contribution of ecosystem services to air quality and climate change mitigation policies: the case of urban forests in Barcelona, Spain. *Ambio*, 43(4), 466-479.

Barlow, J., Gardner, T. A., Ferreira, L. V., & Peres, C. A. (2007). Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 247(1-3), 91-97.

Brando, P. M., Goetz, S. J., Baccini, A., Nepstad, D. C., Beck, P. S., & Christman, M. C. (2010). Seasonal and interannual variability of climate and vegetation indices across the Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(33), 14685-14690.

Brasil. Disponível em: planalto.gov.br/CCIVIL/_Ato2004/2006/Lei/L11428. Acessado em 23/06/2017.

Bressan, W., Siqueira, J. O., Vasconcellos, C. A., & Purcino, A. A. C. (2001). Fungos micorrízicos e fósforo, no crescimento, nos teores de nutrientes e na produção do sorgo e soja consorciados. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 36(02), 315-323.

Buscardo, E., Geml, J., Schmidt, S. K., Freitas, H., Cunha, H. B., & Nagy, L. (2018). Spatio-temporal dynamics of soil bacterial communities as a function of Amazon forest phenology. *Scientific reports*, 8(1), 4382.

Byrne, J., & Sipe, N. (2010). Green and open space planning for urban consolidation—A review of the literature and best practice. *Issues Paper*, 11.

Camargo, N. F., de Camargo, A. J. A., Mendonça, A. F., & Vieira, E. M. (2017). Potencial Serviço Ecosistêmico Prestado pelo Marsupial *Gracilinanus agilis* (Didelphimorphia: Didelphidae).

Carrus, G., Scopelliti, M., Laforteza, R., Colangelo, G., Ferrini, F., Salbitano, F., ... & Sanesi, G. (2015). Go greener, feel better? The positive effects of biodiversity on the well-being of individuals visiting urban and peri-urban green areas. *Landscape and Urban Planning*, 134, 221-228.

Castanha, A. R., Coutinho, M. D. P. D. L., Saldanha, A. A. W., & Ribeiro, C. G. (2007). Life quality evaluation in HIV serum-positive individuals. *Estudos de Psicologia (Campinas)*, 24(1), 23-31.

Castellanos-Barliza, J., León-Peláez, J. D., Armenta-Martínez, R., Barranco-Pérez, W., & Caicedo-Ruíz, W. (2018). Contributions of organic matter and nutrients via leaf litter in an urban tropical dry forest fragment. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 571-585.

Castro, R. R. D. (2007). Regulação de florestas equiâneas incluindo restrições de adjacência.

Cavalheiro, F., & Del PicchiaI, P. C. D. (1992). Áreas verdes: conceitos, objetivos e diretrizes para o planejamento. *Encontro Nacional sobre Arborização Urbana*, 4, 29-38.

Čeplová, N., Kalusová, V., & Lososová, Z. (2017). Effects of settlement size, urban heat island and habitat type on urban plant biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, 159, 15-22.

Christianini, A. V. (2006). Fecundity, dispersal and predation of seeds of *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude, an invasive palm in the Atlantic forest. *Brazilian Journal of Botany*, 29(4), 587-594.

Coutts, C., & Hahn, M. (2015). Green infrastructure, ecosystem services, and human health. *International journal of environmental research and public health*, 12(8), 9768-9798.

Craker, L. E. (1971). Ethylene production from ozone injured plants. *Environmental Pollution (1970)*, 1(4), 299-304.

Dale, S. (2018). Urban bird community composition influenced by size of urban green spaces, presence of native forest, and urbanization. *Urban Ecosystems*, 21(1), 1-14.

DataGeo Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de São Paulo. Disponível em: datageo.ambiente.sp.gov.br/. Recuperado 29/03/2017.

Davidson, E. A., Savage, K. V. L. V., Verchot, L. V., & Navarro, R. (2002). Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration. *Agricultural and Forest Meteorology*, 113(1), 21-37.

Delitti, W. B. C. (1995). Estudos de ciclagem de nutrientes: instrumentos para a análise funcional de ecossistemas terrestres. *Oecologia Brasiliensis*, 1(1), 469-483.

Dickow, K. M. C., Marques, R., Pinto, C. B., & Höfer, H. (2012). Produção de serapilheira em diferentes fases sucessionais de uma floresta subtropical secundária, em Antonina, PR. *Cerne, Lavras*, 18(1), 75-86.

Di Giulio, G. M., & Vasconcellos, M. D. P. (2014). Contribuições das Ciências Humanas para o debate sobre mudanças ambientais: um olhar sobre São Paulo. *estudos avançados*, 28(82), 41-63.

Dislich, R., Kisser, N., & Pivello, V. R. (2002). The invasion of a forest fragment in São Paulo (SP) by the Australian palm *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude. *Brazilian Journal of Botany*, 25(1), 55-64.

Dobbert, L. Y., Prata-Shimomura, A. R., Zanlorenzi, H. C. P., & Franco, M. D. A. R. (2017). Percepção e conforto dos usuários do Parque Trianon em São Paulo/SP. *Revista LABVERDE*, 8(2), 59-73.

Doobbs, 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.

Doneda, A., Aita, C., Giacomini, S. J., Carvalho Miola, E. C., Giacomini, D. A., Schirmann, J., & Gonzatto, R. (2012). Fitomassa e decomposição de resíduos de plantas de cobertura puras e consorciadas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36(6).

Duarte, T. E. P., Angeoletto, F. H. S., Santos, J. W. M. C., da Silva Leandro, D., Bohrer, J. F. C., Vacchiano, M. C., & Leite, L. B. (2017). O Papel da Cobertura Vegetal nos Ambientes Urbanos e Sua Influência na Qualidade de Vida nas Cidades. *Desenvolvimento em Questão*, 15(40), 175-203.

Dutra, Cláudia Martins et al., (Organizadores): Roteiro para a elaboração dos planos municipais de conservação e recuperação da Mata Atlântica. Brasília: MMA, 2013

Elmqvist, T., Setälä, H., Handel, S. N., Van Der Ploeg, S., Aronson, J., Blignaut, J. N., ... & De Groot, R. (2015). Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 101-108.

Escobedo, F. J., Giannico, V., Jim, C. Y., Sanesi, G., & Laforteza, R. (2019). Urban forests, ecosystem services, green infrastructure and nature-based solutions: Nexus or evolving metaphors? *Urban Forestry & Urban Greening*, 37, 3-12.

European Environment Agency. (2011). *Green infrastructure and territorial cohesion: The concept of green infrastructure and its integration into policies using monitoring systems*. Publications Office of the European Union.

Facelli, J. M., & Pickett, S. T. (1991). Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *The botanical review*, 57(1), 1-32.

Fassbender, H. W., & Grimm, U. (1981). Ciclos bioquímicos en un ecosistema forestal de los Andes Occidentales de Venezuela II. Producción y descomposición de los residuos vegetales. *Turrialba*, 31(1), 39-47.

Fernandes, M. M., Ceddia, M. B., May, P. H., Bochner, J. K., Granadeiro, L. C., Moura Fernandes, M. R. (2015). Valoração dos serviços ambientais prestados pela Mata Atlântica na manutenção da qualidade da água em microbacias na Área de Proteção Ambiental do Sana, Rio de Janeiro. *Scientia Plena*, 11(5).

Ferreira, M. L., Ribeiro, A. P., Albuquerque, C. R., Ferreira, A. P. D. N. L., Figueira, R. C. L., & Laforteza, R. (2017). Air contaminants and litter fall decomposition in urban forest areas: The case of São Paulo-SP, Brazil. *Environmental research*, 155, 314-320.

Ferreira, A. B. ; Ribeiro, A. P. ; Ferreira, M. L. ; Kniess, C. T. ; Quaresma, C. C. ; Laforteza, Raffaele ; Santos, J. O. ; Saiki, M. ; Saldiva, P. H. N. . A Streamlined Approach by a Combination of Bioindication and Geostatistical Methods for Assessing Air Contaminants and Their Effects on Human Health in Industrialized Areas: A Case Study in Southern Brazil. *Frontiers in Plant Science*, v. 8, p. 1575, 2017.

Ferreira, M. L., Esposito, J. B. N., de Souza, S. R., & Domingos, M. (2012). Critical analysis of the potential of *Ipomoea nil* 'Scarlet O'Hara' for ozone biomonitoring in the sub-tropics. *Journal of Environmental Monitoring*, 14(7), 1959-1967.

Ferreira, M. L., Silva, J. L., Pereira, E. E., & Lamano-Ferreira, A. P. D. N. (2014). Litter fall production and decomposition in a fragment of secondary Atlantic Forest of São Paulo, sp, southeastern Brazil. *Revista Árvore*, 38(4), 591-600.

Figueiredo, C. C. D., Resck, D. V. S., & Carneiro, M. A. C. (2010). Labile and stable fractions of soil organic matter under management systems and native cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34(3), 907-916.

Firehock, K. A short history of the term green infrastructure and selected literature. 2010.

Freitas, A. F., dos Santos, J. S., de Souza, B. I., da Silva, I. A., & de Albuquerque, N. S. L. (2018). A Floresta Nacional (FLONA) da Restinga e sua influência no clima urbano da cidade de Cabedelo/PB. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, 3(2), 181-190.

Gama-Rodrigues, A. C. D., Barros, N. F. D., & Comerford, N. B. (2007). Biomass and nutrient cycling in pure and mixed stands of native tree species in southeastern Bahia, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31(2), 287-298.

Gießelmann, U. C., Martins, K. G., Brändle, M., Schädler, M., Marques, R., & Brandl, R. (2010). Diversity and ecosystem functioning: litter decomposition dynamics in the Atlantic Rainforest. *Applied Soil Ecology*, 46(2), 283-290.

Gil, A. C. Como elaborar projetos de pesquisa. 4. ed. São Paulo: Atlas, 2007.

Gomes, M. A. S., & Amorim, M. C. D. C. T. (2003). Arborização e conforto térmico no espaço urbano: estudo de caso nas praças públicas de Presidente Prudente (SP). *Caminhos de Geografia*, 4(10).

Gomes, M. A. (2014). Parques urbanos, políticas públicas e sustentabilidade. *Mercator-Revista de Geografia da UFC*, 13(2).

Gomes, M. A. S., & Soares, B. R. (2003). A vegetação nos centros urbanos: considerações sobre os espaços verdes em cidades médias brasileiras. *Estudos Geográficos, Rio Claro*, 1(1), 19-29.

Güsewell, S., & Gessner, M. O. (2009). N: P ratios influence litter decomposition and colonization by fungi and bacteria in microcosms. *Functional Ecology*, 23(1), 211-219.

Handley, L. L., Austin, A. T., Stewart, G. R., Robinson, D., Scrimgeour, C. M., Raven, J. A., & Schmidt, S. (1999). The $\delta^{15}\text{N}$ natural abundance ($\delta^{15}\text{N}$) of ecosystem samples reflects measures of water availability. *Functional Plant Biology*, 26(2), 185-199.

Heal, O. W. (1997). Plant litter quality and decomposition: an historical overview. *Driven by nature, plant litter quality and decomposition*.

Herrera, R., Jordan, C. F., Klinge, H., & Medina, E. (1978). Amazon ecosystems. Their structure and functioning with particular emphasis on nutrients. *Interciencia*, 3(4), 223-231.

Hill, A. R., & Shackleton, M. (1989). Soil N mineralization and nitrification in relation to nitrogen solution chemistry in a small forested watershed. *Biogeochemistry*, 8(2), 167-184.

Huang, Y., Ma, Y., Zhao, K., Niklaus, P. A., Schmid, B., & He, J. S. (2017). Positive effects of tree species diversity on litterfall quantity and quality along a secondary successional chronosequence in a subtropical forest. *Journal of Plant Ecology*, 10(1), 28-35.

Ibge. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>. Resgatado em 10/06/2017.

Iida, S. I., Shimizu, T., Tamai, K., Kabeya, N., Shimizu, A., Ito, E., ... & Keth, N. (2016). Interrelationships among dry season leaf fall, leaf flush and transpiration: insights from sap flux measurements in a tropical dry deciduous forest. *Ecohydrology*, 9(3), 472-486.

Imperatriz-Fonseca, V. L., & Nunes-Silva, P. (2010). As abelhas, os serviços ecossistêmicos e o Código Florestal Brasileiro/Bees, ecosystem services and the Brazilian Forest Code. *Biota Neotropica*, 10(4), 59.

Jenerette, G. D., Clarke, L. W., Avolio, M. L., Pataki, D. E., Gillespie, T. W., Pincetl, S., ... & Alonzo, M. (2016). Climate tolerances and trait choices shape continental patterns of urban tree biodiversity. *Global Ecology and Biogeography*, 25(11), 1367-1376.

Joly, C.A., Aidar, M.P.M., Klink, C.A., McGrath, D.G., Moreira, A.G., Moutinho, P., Nepstad, D.C., Oliveira, A. A., Pott, A., Rodal, M.J.N. & Sampaio, E.V.S.B. 1999. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. *Ciência e Cultura* 51 (5/6) 331-368

Kemkes, R. J., Farley, J., & Koliba, C. J. (2010). Determining when payments are an effective policy approach to ecosystem service provision. *Ecological economics*, 69(11), 2069-2074.

Khanna, P. K. (1997). Nutrient cycling under mixed-species tree systems in southeast Asia. *Agroforestry systems*, 38(1-3), 99-120.

Krashevskaya, V., Malysheva, E., Klarner, B., Mazei, Y., Maraun, M., Widyastuti, R., & Scheu, S. (2018). Micro-decomposer communities and decomposition processes in tropical lowlands as affected by land use and litter type. *Oecologia*, 187(1), 255-266.

Koc, C. B., Osmond, P., & Peters, A. (2018). Evaluating the cooling effects of green infrastructure: A systematic review of methods, indicators and data sources. *Solar Energy*, 166, 486-508.

Koide, R. T., Fernandez, C., & Malcolm, G. (2014). Determining place and process: functional traits of ectomycorrhizal fungi that affect both community structure and ecosystem function. *New Phytologist*, 201(2), 433-439.

Konijnendijk, C. C., Ricard, R. M., Kenney, A., & Randrup, T. B. (2006). Defining urban forestry—A comparative perspective of North America and Europe. *Urban forestry & urban greening*, 4(3-4), 93-103.

Kotowska, M. M., Leuschner, C., Triadiati, T., & Hertel, D. (2016). Conversion of tropical lowland forest reduces nutrient return through litterfall, and alters nutrient use efficiency and seasonality of net primary production. *Oecologia*, 180(2), 601-618.

Labaki, L. C., Santos, R. F., Lotufo, B. B. C., & de Abreu, L. V. (2013). Vegetação e conforto térmico em espaços urbanos abertos. *Fórum Patrimônio: Ambiente Construído e Patrimônio Sustentável*, 4(1).

Lamano Ferreira, M., de Souza, L. C., Conti, D. D. M., Capellani Quaresma, C., Reis Tavares, A., Gonçalves da Silva, K., ... & de Camargo, P. B. (2018). Soil Biodiversity in Urban Forests as a Consequence of Litterfall Management: Implications for São Paulo's Ecosystem Services. *Sustainability*, 10(3), 684.

Leitão Filho, H. D. F., Pagano, S. N., Cesar, O., Timoni, J. L., & Rueda, J. J. (1993). Ecologia da mata atlântica em Cubatão. *Ecologia da mata atlântica em Cubatão*.

Linares, J. C., Covelo, F., Carreira, J. A., & Merino, J. Á. (2012). Phenological and water-use patterns underlying maximum growing season length at the highest elevations: implications under climate change. *Tree physiology*, 32(2), 161-170.

Lima, H. P. Caracterização do Meio-Físico de quatro florestas urbanas da cidade de São Paulo. Universidade Nove de Julho. 2018.

Lima, M. S., Freire, F. J., Marangon, L. C., de Almeida, B. G., Ribeiro, E. P., & dos Santos, R. L. (2018). Forest Soils in na urban forest remant in mata de dois irmãos, Recife, Pernambuco State. *Ciencia Florestal*, 28(2), 542-554.

Ling, T. Y., & Chiang, Y. C. (2018). Well-being, health and urban coherence-advancing vertical greening approach toward resilience: A design practice consideration. *Journal of Cleaner Production*, 182, 187-197.

Livesley, S. J., McPherson, E. G., & Calfapietra, C. (2016). The urban forest and ecosystem services: Impacts on urban water, heat, and pollution cycles at the tree, street, and city scale. *Journal of environmental quality*, 45(1), 119-124.

Liu, L., King, J. S., & Giardina, C. P. (2005). Effects of elevated concentrations of atmospheric CO₂ and tropospheric O₃ on leaf litter production and chemistry in trembling aspen and paper birch communities. *Tree Physiology*, 25(12), 1511-1522.

Loboda, C. R., Angelis, B. L. D. (2009). Áreas verdes públicas urbanas: conceitos, usos e funções. *Ambiência*, 1(1), 125-139.

Locatelli, M. M., Arantes, B. L., da Silva Filho, D. F., Polizel, J. L., & Franco, M. D. A. R. (2018). Panorama Atual da Cobertura Arbórea da Cidade de São Paulo. *Revista LABVERDE*, 9(1), 29-48.

Londe, P. R. (2014). A influência das áreas verdes na qualidade de vida urbana. *Hygeia: Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde*, 10(18), 264.

Lopes, M. I. S., Domingos, M., & Struffaldi-De Vuono, Y. (2002). Ciclagem de nutrientes minerais. *Sylvestre, LS; Rosa, MMT Manual metodológico para estudos botânicos na mata atlântica. Seropédica: EDUR-UFRRJ*, 72-102.

Lovell, S. T., & Taylor, J. R. (2013). Supplying urban ecosystem services through multifunctional green infrastructure in the United States. *Landscape ecology*, 28(8), 1447-1463.

Luizão, R. C., Luizão, F. J., Paiva, R. Q., Monteiro, T. F., Sousa, L. S., & Kruijt, B. (2004). Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian forest. *Global Change Biology*, 10(5), 592-600.

Machado, D. L., Pereira, M. G., Correia, M. E. F., Diniz, A. R., dos Santos, L. L., & Menezes, C. E. G. (2015). Ciclagem de nutrientes em diferentes estádios sucessionais da Mata Atlântica na bacia do rio Paraíba do Sul, RJ. *Bioscience Journal*, 31(4).

Martinelli, L. A.; Lins, S. R. M.; Santos-Silva, Jessica C. Fine litterfall in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, v. 49, p. 443-451, 2017.

Martius, C., Höfer, H., Garcia, M. V., Römbke, J., & Hanagarth, W. (2004). Litter fall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 68(2), 137-154.

Marengo, J. A., Jones, R., Alves, L. M., & Valverde, M. C. (2009). Future change of temperature and precipitation extremes in South America as derived from the PRECIS regional climate modeling system. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society*, 29(15), 2241-2255.

Martins, S. C. (2010). *Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, estado de São Paulo* (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).

Matthews, T., Lo, A. Y., & Byrne, J. A. (2015). Reconceptualizing green infrastructure for climate change adaptation: Barriers to adoption and drivers for uptake by spatial planners. *Landscape and Urban Planning*, 138, 155-163.

Mazzei, K., Colesanti, M. T., & Santos, D. g. (2007). Áreas verdes urbanas, espaços livres para o lazer. *Sociedade & Natureza*, 19(1).

Meguro, M., Vinueza, G. N., & Delitti, W. B. C. (1979). Ciclagem de nutrientes minerais na Mata mesófila Secundária - São Paulo—Produção e conteúdo de nutrientes minerais no folheto. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo*, 11-31.

Mengardo, A. L., & Pivello, V. R. (2012). Phenology and fruit traits of *Archontophoenix cunninghamiana*, an invasive palm tree in the Atlantic forest of Brazil. *Ecotropica*, 18(1), 45-54.

Miller, R. W., Hauer, R. J., & Werner, L. P. (2015). *Urban forestry: planning and managing urban greenspaces*. Waveland press.

MMA, Ministerio do Meio Ambiente. Disponível em www.mma.gov.br/. Recuperado em 15/04/2017

Moraes, L. F., Campello, E., Pereira, M. G., & Loss, A. (2008). Características do solo na restauração de áreas degradadas na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ. *Ciência Florestal*, 18(2).

Moreno, M. L., Rossetti, M. R., Pérez-Harguindeguy, N., & Valladares, G. R. (2017). Edge and herbivory effects on leaf litter decomposability in a subtropical dry forest. *Ecological research*, 32(3), 341-346.

Moura, P. M., Althoff, T. D., Oliveira, R. A., Souto, J. S., Souto, P. C., Menezes, R. S., & Sampaio, E. V. (2016). Carbon and nutrient fluxes through litterfall at four succession

stages of Caatinga dry forest in Northeastern Brazil. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 105(1), 25-38.

Móri, C., Garcia, E. A., Ducatti, C., Denadai, J. C., Pelícia, K., Gottmann, R., ... & Bordinhon, A. M. (2007). Traceability of animal byproducts in quail (*Coturnix coturnix japonica*) tissues using carbon ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) and nitrogen ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) stable isotopes. *Revista Brasileira de Ciência Avícola*, 9(4), 263-269.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853.

Nascimento, W.M. Problemas históricos e destino das áreas verdes urbanas da Cidade de São Paulo: uma contribuição para infraestrutura da cidade. Dissertação de mestrado. Universidade Nove de Julho. 2018.

Natário, D. (2017). Urban forests to resilient cities. In *V Congresso Internacional Cidades Criativas: Libro de Actas*(pp. 855-862). Icono 14 Asociación Científica.

Navarrete, A. A., Tsai, S. M., Mendes, L. W., Faust, K., de Hollander, M., Cassman, N. A., ... & Kuramae, E. E. (2015). Soil microbiome responses to the short- term effects of Amazonian deforestation. *Molecular ecology*, 24(10), 2433-2448.

Nobre, C. A., Marengo, J. A., Seluchi, M. E., Cuartas, L. A., & Alves, L. M. (2016). Some characteristics and impacts of the drought and water crisis in Southeastern Brazil during 2014 and 2015. *Journal of Water Resource and Protection*, 8(02), 252.

Norton, B. A., Coutts, A. M., Livesley, S. J., Harris, R. J., Hunter, A. M., & Williams, N. S. (2015). Planning for cooler cities: A framework to prioritise green infrastructure to mitigate high temperatures in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 134, 127-138.

Oliveira, L. L., Fontes, A. R., & de Ávila Rodrigues, R. (2017). Agravos respiratórios e o clima em Uberlândia/MG no ano de 2015. *Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento*, 1(2017), 2240-2250.

Parron, L. M.; Maia, C. M. B. de F.; Cardodo, D. J.; Oliveira, E. B. de; Fritzsos, E.; Brown, G. G.; Moreira, J. M. M. A. P.; Porfirio-da-Silva, V. Memórias da 1ª Oficina do Projeto ServiAmbi: avaliação de indicadores e valoração de serviços ambientais em diferentes sistemas de uso da terra. Colombo: Embrapa Florestas, 2013. 32 p. (Embrapa Florestas. Documentos, 250).

Paula, R. R., Pereira, M. G., & de Menezes, L. F. T. (2009). Aporte de nutrientes e decomposição da serapilheira em três fragmentos florestais periodicamente inundados na ilha da Marambaia, RJ. *Ciência Florestal*, 19(2), 139-148.

Peng, J., Shen, H., Wu, W., Liu, Y., & Wang, Y. (2016). Net primary productivity (NPP) dynamics and associated urbanization driving forces in metropolitan areas: A case study in Beijing City, China. *Landscape ecology*, 31(5), 1077-1092.

Pereira, P. C. X. (2005). Dinâmica imobiliária e Metropolização: a NOVA Lógica do crescimento urbano em São Paulo. *Scripta Nova*, 9(194), 10.

Pereira, A. L., & Benedito, E. (2007). Isótopos estáveis em estudos ecológicos: métodos, aplicações e perspectivas. *Revista Biociências*, 13(3).

Pérez, T., Trumbore, S. E., Tyler, S. C., Davidson, E. A., Keller, M., & Camargo, P. D. (2000). Isotopic variability of N₂O emissions from tropical forest soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 14(2), 525-535.

Phillips, O. L., Malhi, Y., Higuchi, N., Laurance, W. F., Núñez, P. V., Vásquez, R. M., ... & Grace, J. (1998). Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. *Science*, 282(5388), 439-442.

Pina, J. M., Souza, S. R., Meirelles, S. T., & Moraes, R. M. (2017). Psidium guajava Paluma responses to environmental conditions and ozone concentrations in the urban forest of São Paulo, SE-Brazil. *Ecological indicators*, 77, 1-7.

Poggiani, F. (1992, March). Alterações dos ciclos biogeoquímicos em florestas. In *Congresso Nacional sobre Essências Nativas* (Vol. 2, pp. 734-739). São Paulo: Revista do Instituto Florestal.

Portillo-Estrada, M., Pihlatie, M., Korhonen, J. F., Levula, J., Frumau, A. K., Ibrom, A., & Niinemets, Ü. (2016). Climatic controls on leaf litter decomposition across European forests and grasslands revealed by reciprocal litter transplantation experiments. *Biogeosciences*, 13(5), 1621-1633.

Prefeitura de São Paulo Disponível em:
http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/parques/programacao/index.php?p=144010. Consulta em 05/02/2018.

Quaresma, C. C. et al. A crise de mobilidade urbana brasileira e seus antecedentes socioespaciais. In: Cortese, T. T. P.; Kniess, C. T. e Maccari, E. A. (Orgs.). *Cidades Inteligentes e Sustentáveis*. Barueri, SP: Manole, 2017.

Quesada, C. A., Lloyd, J., Schwarz, M., Patino, S., Baker, T. R., Czimczik, C., ... & Santos, A. J. B. (2010). Variations in chemical and physical properties of Amazon forest soils in relation to their genesis. *Biogeosciences*, 7(5), 1515-1541.

Raij, B. V. (1991). *Fertilidade do solo e adubação* (No. 631.42 R149f). Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, Piracicaba (Brasil).

Rahman, D. M. A.; Armson, A. R.; Ennos, A. Comparison of the growth and cooling effectiveness of five commonly planted urban tree species. *Urban Ecosyst*, New York, p. 371-389, 2014.

Ramon, M. (2018). Carbono e nitrogênio em solos e metais pesados em serapilheiras de florestas urbanas da cidade de São Paulo, SP. São Paulo, Universidade Nove de Julho, 102 (tese de mestrado)

Rezende, C. D. P., Cantarutti, R. B., Braga, J. M., Gomide, J. A., Pereira, J. M., Ferreira, E., ... & Cadisch, G. (1999). Litter deposition and disappearance in *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. *Nutrient cycling in Agroecosystems*, 54(2), 99-112.

Rossa-Feres, D. C., Martins, M., Marques, O. A. V., Martins, I. A., Sawaya, R. J., Haddad, C. F. B., & Rodrigues, R. R. (2008). Herpetofauna. *Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo (RR Rodrigues & V. LR. Bononi, eds)*. Governo do Estado de São Paulo, São Paulo, 82-94.

Rodrigues, R.R.; Leitão Filho, H.F. 2001. *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. 2. ed. Fapesp, São Paulo. 320pp

Rodrigues, A. P. M., Pasqualetto, A., & Garção, A. L. O. (2017). A Influência dos Parques Urbanos no Microclima de Goiânia. *Baru*, 3(1), 25-44.

Ruschel, R. S. (2016). *Serviços ecossistêmicos urbanos: fixação de carbono nas áreas de preservação permanente de Campinas-SP*.

Russo, A., Escobedo, F. J., Cirella, G. T., & Zerbe, S. (2017). Edible green infrastructure: An approach and review of provisioning ecosystem services and disservices in urban environments. *Agriculture, ecosystems & environment*, 242, 53-66.

Sanesi, G., Colangelo, G., Laforteza, R., Calvo, E., & Davies, C. (2017). Urban green infrastructure and urban forests: A case study of the Metropolitan Area of Milan. *Landscape Research*, 42(2), 164-175.

Santos, M. (2008). O espaço dividido: os dois circuitos da economia urbana dos países subdesenvolvidos. In *Milton Santos* (Vol. 4). Editora da Universidade de São Paulo.

Santos, A. R. Produção, estoque e nutrientes da serapilheira em Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, Brasil. Dissertação (Mestrado) -- Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2014.

São Paulo (Município). Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente – SVMA. 2018. Disponível em https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/

Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology*, 5(1), 18-32.

Scheer, M. B., Gatti, G., Wisniewski, C., Moco-chinski, A. Y., Cavassani, A. T., Lorenzetto, A., & Putini, F. (2009). Patterns of litter production in a secondary alluvial Atlantic Rain Forest in southern Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, 32(4), 805-817.

Schwarz, N., Moretti, M., Bugalho, M. N., Davies, Z. G., Haase, D., Hack, J., ... & Knapp, S. (2017). Understanding biodiversity-ecosystem service relationships in urban areas: A comprehensive literature review. *Ecosystem services*, 27, 161-171.

Scoriza, R. N., Pereira, M. G., Pereira, G. H. A., Machado, D. L., & Silva, E. R. (2012). Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. *Floresta e ambiente*, 2(2), 1-8.

Silva, R. M. D., Costa, J. M. N. D., Ruivo, M. D. L. P., Costa, A. C. L. D., & Almeida, S. S. (2009). Influência de variáveis meteorológicas na produção de liteira na Estação Científica Ferreira Penna, Caxiuanã, Pará. *Acta Amazonica*, 39(3).

Silva, W. B., Périco, E., Dalzochio, M. S., Santos, M., & Cajaiba, R. L. (2018). Are litterfall and litter decomposition processes indicators of forest regeneration in the neotropics? Insights from a case study in the Brazilian Amazon. *Forest ecology and management*, 429, 189-197.

Sistema Ambiental Paulista. Disponível em <http://verdeazuldigital.sp.gov.br/site>. Resgatado em: 17/07/2018.

Singh, K. P., & Kushwaha, C. P. (2005). Diversity of flowering and fruiting phenology of trees in a tropical deciduous forest in India. *Annals of Botany*, 97(2), 265-276.

Slot, M., & Winter, K. (2017). In situ temperature response of photosynthesis of 42 tree and liana species in the canopy of two Panamanian lowland tropical forests with contrasting rainfall regimes. *New Phytologist*, 214(3), 1103-1117.

Smith, H. J. (2018). Microbes eat rocks and leave carbon dioxide.

Snäll, T., Lehtomäki, J., Arponen, A., Elith, J., & Moilanen, A. (2016). Green infrastructure design based on spatial conservation prioritization and modeling of biodiversity features and ecosystem services. *Environmental management*, 57(2), 251-256.

Sociedade Brasileira de Arborização Urbana – SBAU. “Carta a Londrina e Ibiporã”. Boletim Informativo, v.3 , n.5, p.3, 1996.

Souto, P. C. (2006). Acumulação e decomposição da serapilheira e distribuição de organismos edáficos em área de caatinga na Paraíba, Brasil.

Souza, J. A. D., & Davide, A. C. (2001). Deposição de serapilheira e nutrientes em uma mata não minerada e em plantações de bracatinga (*Mimosa scabrella*) e de eucalipto (*Eucalyptus saligna*) em áreas de mineração de bauxita. *Cerne*, 7(1).

Souza, P. A., Venturin, N., Griffith, J., & Martins, S. V. (2006). Avaliação do banco de sementes contido na serapilheira de um fragmento florestal visando recuperação de áreas degradadas. *Cerne*, 12(1).

SVMA – Secretaria do Verde e Meio Ambiente. Disponível em: http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/organizacao/index.php?p=3246. Resgatado em 24/06/2017

Tabarelli, M., Pinto, L. P., Silva, J. M. C., Hirota, M. M., & Bedê, L. C. (2005). Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade*, 1(1), 132-138.

Taylor, P. G., Cleveland, C. C., Wieder, W. R., Sullivan, B. W., Doughty, C. E., Dobrowski, S. Z., & Townsend, A. R. (2017). Temperature and rainfall interact to control carbon cycling in tropical forests. *Ecology letters*, 20(6), 779-788.

Teixeira, G. M., Figueiredo, P. H. A., Valcarcel, R., & de Azevedo Amorim, T. (2014). Regeneração de floresta atlântica sob níveis diferenciados de perturbação antrópica: implicações para restauração Regeneration in the atlantic forest under different levels of anthropic disturbance: implications for restoration. *ScientiaForestalis. Piracicaba*, 42(104), 533-544.

Toledo, J. J., Castilho, C. V., Magnusson, W. E., & Nascimento, H. E. (2017). Soil controls biomass and dynamics of an Amazonian forest through the shifting of species and traits. *Brazilian Journal of Botany*, 40(2), 451-461.

Turrini, T., & Knop, E. (2015). A landscape ecology approach identifies important drivers of urban biodiversity. *Global change biology*, 21(4), 1652-1667.

Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J., & James, P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and urban planning*, 81(3), 167-178.

Valentini, C. M. A., Soares, G. S., Santana, R. A., Guimarães, A. F. S., & Silva, A. H. B. (2014). Produção, acúmulo e decomposição de serapilheira em uma área revegetada do Parque Estadual Massairo Okamura em Mato Grosso. *HOLOS*, 5.

Veen, G. F., Freschet, G. T., Ordonez, A., & Wardle, D. A. (2015). Litter quality and environmental controls of home-field advantage effects on litter decomposition. *Oikos*, 124(2), 187-195.

Vilà M, Espinar JL, Hejda M, *et al* . 2011. Impactos ecológicos de plantas exóticas invasoras: uma meta-análise de seus efeitos em espécies, comunidades e ecossistemas. *Ecology Letters* 14: 702-708.

Vitousek, P. (1982). Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *The American Naturalist*, 119(4), 553-572.

Vitousek, P. M. (1984). Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*, 65(1), 285-298.

Vitousek, P. M., Cassman, K. E. N., Cleveland, C., Crews, T., Field, C. B., Grimm, N. B., ... & Sprent, J. I. (2002). Towards an ecological understanding of biological nitrogen fixation. In *The Nitrogen Cycle at Regional to Global Scales* (pp. 1-45). Springer, Dordrecht.

Wagg, C., Bender, S. F., Widmer, F., & van der Heijden, M. G. (2014). Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(14), 5266-5270.

Wang, J., & Banzhaf, E. (2018). Towards a better understanding of Green Infrastructure: A critical review. *Ecological Indicators*, 85, 758-772.

Wang, S., Yang, Y., Trishchenko, A. P., Barr, A. G., Black, T. A., & McCaughey, H. (2009). Modeling the response of canopy stomatal conductance to humidity. *Journal of Hydrometeorology*, 10(2), 521-532.

Wagner, F. H., Hérault, B., Bonal, D., Stahl, C., Anderson, L. O., Baker, T. R., ... & Bowman, D. M. (2016). Climate seasonality limits leaf carbon assimilation and wood productivity in tropical forests. *Biogeosciences*, 13(8), 2537-2562.

Wolch, J. R., Byrne, J., & Newell, J. P. (2014). Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities 'just green enough'. *Landscape and urban planning*, 125, 234-244.

Wright, S. T. C. (1977). The relationship between leaf water potential ψ_{leaf} and the levels of abscisic acid and ethylene in excised wheat leaves. *Planta*, 134(2), 183-189.

Wright, S. J., & Cornejo, F. H. (1990). Seasonal drought and leaf fall in a tropical forest. *Ecology*, 71(3), 1165-1175.

Wright, S. J. & van Schaik, C. P. Light and the phenology of tropical trees. *The American Naturalist*, Vol. 143, No. 1. (Jan., 1994), pp. 192-199.

Wu, J., Albert, L. P., Lopes, A. P., Restrepo-Coupe, N., Hayek, M., Wiedemann, K. T., & Tavares, J. V. (2016). Leaf development and demography explain photosynthetic seasonality in Amazon evergreen forests. *Science*, *351*(6276), 972-976.

Xun, B., Yu, D., Liu, Y., Hao, R., & Sun, Y. (2014). Quantifying isolation effect of urban growth on key ecological areas. *Ecological engineering*, *69*, 46-54.

Zhang, H., Yuan, W., Dong, W., & Liu, S. (2014). Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. *Ecological Complexity*, *20*, 240-247.

Zhou, W., Huang, G., & Cadenasso, M. L. (2011). Does spatial configuration matter? Understanding the effects of land cover pattern on land surface temperature in urban landscapes. *Landscape and urban planning*, *102*(1), 54-63.

Ziter, C. (2016). The biodiversity–ecosystem service relationship in urban areas: a quantitative review. *Oikos*, *125*(6), 761-768.

Apêndice A

Local	Coletor	Fração	jul/17	ago/17	set/17	out/17	nov/17	dez/17	jan/18	fev/18	mar/18	abr/18	mai/18	jun/18	jul/18	
Borda	1	Folha														
		Galho														
		P reprodutivas														
		Miscelânea														
	2	Folha														
		Galho														
		P reprodutivas														
		Miscelânea														
	3	Folha														
		Galho														
		P reprodutivas														
		Miscelânea														
	4	Folha														
		Galho														
		P reprodutivas														
		Miscelânea														
	5	Folha														
		Galho														
		P reprodutivas														
		Miscelânea														
	6	Folha														
		Galho														
		P reprodutivas														
		Miscelânea														
	7	Folha														
		Galho														
		P reprodutivas														
		Miscelânea														

Tabulação para os dados pesagem da serapilheira de borda dos parques

Apêndice B

Interior	1	Folha																				
		Galho																				
		P reprodutivas																				
		Miscelânea																				
	2	Folha																				
		Galho																				
		P reprodutivas																				
		Miscelânea																				
	3	Folha																				
		Galho																				
		P reprodutivas																				
		Miscelânea																				
	4	Folha																				
		Galho																				
		P reprodutivas																				
		Miscelânea																				
	5	Folha																				
		Galho																				
		P reprodutivas																				
		Miscelânea																				
	6	Folha																				
		Galho																				
		P reprodutivas																				
		Miscelânea																				
	7	Folha																				
		Galho																				
		P reprodutivas																				
		Miscelânea																				

Tabulação para os dados pesagem da serapilheira de interior dos parques

Apêndice C

Núcleo	1	Folha																
		Galho																
		P reprodutivas																
		Miscelânea																
	2	Folha																
		Galho																
		P reprodutivas																
		Miscelânea																
	3	Folha																
		Galho																
		P reprodutivas																
		Miscelânea																
	4	Folha																
		Galho																
		P reprodutivas																
		Miscelânea																
	5	Folha																
		Galho																
		P reprodutivas																
		Miscelânea																
	6	Folha																
		Galho																
		P reprodutivas																
		Miscelânea																
	7	Folha																
		Galho																
		P reprodutivas																
		Miscelânea																

Tabulação para os dados pesagem da serapilheira de núcleo dos parques