

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

MAURO RAMON

**CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLOS E METAIS PESADOS EM
SERAPILHEIRAS DE FLORESTAS URBANAS DA CIDADE DE SÃO PAULO, SP**

São Paulo

2018

Mauro Ramon

**CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLOS E METAIS PESADOS EM
SERAPILHEIRAS DE FLORESTAS URBANAS DA CIDADE DE SÃO PAULO, SP**

**CARBON AND NITROGEN IN SOILS AND HEAVY METALS IN LITTER FALL OF
URBAN FORESTS OF THE CITY OF SÃO PAULO, SP**

Projeto de Defesa de Mestrado apresentado 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

2018

**CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLOS E METAIS PESADOS EM
SERAPILHEIRAS DE FLORESTAS URBANAS DA CIDADE DE SÃO PAULO, SP**

Por

Mauro Ramon

Projeto de Defesa de Mestrado apresentado 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 – Universidade Nove de Julho – UNINOVE

Prof. Dra. Andreza Portella Ribeiro – Universidade Nove de Julho - UNINOVE

Prof. Dr. Armando Reis Tavares – Instituto de Botânica de São Paulo – IBot/SP

Prof. Dr. Plinio Barbosa de Camargo – Universidade de São Paulo – CENA/USP

São Paulo, 1º de Agosto de 2018.

Dedico este trabalho a todos que sofrem de alguma doença e que tem a oportunidade de estudar, trabalhar, seguir seus sonhos e caminham com serenidade.

Dedico aos meus pais que lutaram com suas doenças crônicas.

Dedico ao meu companheiro Rodrigo Forgiarini Lucca por sempre me acompanhar e me apoiar durante todo o período do meu mestrado.

Dedico ao mestre professor Carlos Eduardo Tirlone e família.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus e aos meus pais Antonio Ramon e Maria da Gloria Ramon (in memoriam) que me proporcionaram a oportunidade de estudar.

Ao Rodrigo Forgiarini Lucca que, além de ser o pesquisador convidado para me auxiliar nos estudos com solos, é meu companheiro e não mostrou cansaço e não mediu esforços para me ajudar neste trabalho, bem como no acompanhamento médico que necessitei e ainda necessito, a quem amo e de quem recebo muito amor.

À coordenadora e diretora do curso de Pós Graduação em Cidades Inteligentes e Sustentáveis (PPG-CIS) Claudia Terezinha Kniess pela ajuda prestada ao longo do período de mestrado e auxílio em momentos especiais, que representa também a Universidade Nove de Julho (UNINOVE) nestes agradecimentos.

Ao meu orientador Dr. Maurício Lamano Ferreira por ter me orientado e me apresentado a uma temática que não imaginava pesquisar e que me trouxe conhecimentos ímpares, ricos em dados.

Ao coordenador e diretor do curso de Pós Graduação em Gestão Ambiental e Sustentabilidade (GeAS) Mauro Silva Ruiz pelas vezes que me auxiliou.

À professora Andreza Portella Ribeiro por intermediar e orientar quanto às análises das serapilheiras realizadas no Instituto de Pesquisas Nucleares (IPEN) da Universidade de São Paulo (USP) com o professor Dr. Edson Gonçalves Moreira, chefe do Laboratório de Ativação com Nêutrons (LAN) do IPEN/CNEN, e a aluna de doutorado Carolina Teophilo, bem como das indicações dadas na banca de qualificação e demais feitas com as análises.

Ao professor Cristiano Capelani Quaresma pelas contribuições na banca de qualificação.

À equipe do laboratório de Biociências de Santo Amaro supervisora Elaine Cristina da Silveira Oliveira, Priscila de Oliveira Barbosa, Bruna P. Matos de Souza, Natacha Y. B. Bennedetti e Erika Carvalho dos Santos.

Ao professor Dr. Plinio Barbosa de Camargo, do Centro de Energia Nuclear de Piracicaba (CENA) da Universidade de São Paulo (USP), em Piracicaba, pelas orientações, acompanhamento e permissão das análises de solos realizadas neste Centro; aos Dra. Cristiane Formigosa Gadelha da Costa, Dr. Moacir Tuzzin de Moraes, Sandra Maria Genaro Nicolete, Fabiana Fracassi Adorno, Isadora Schiavinatto Ottani, Maria Antônia Zambetta, Edmar Mazzi, Lilian Assencio de Campos Duarte, Ralf Vieira de Araújo e Admilson Rogério Margato.

À equipe do Instituto de Botânica de São Paulo (IBot): Pesquisadores Científicos Eduardo Pereira Cabral Gomes, Armando Reis Tavares, Márcia Inês Martin Silveira Lopes e Marisa Domingos e à recém mestre Giovanna Boccuzzi, pelas oportunidades e ajuda oferecida no período em que tivemos contato.

À Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente de São Paulo (SVMA) pela autorização em realizar pesquisas nos parques alvos de estudo, à Andréa de Almeida Bossi, do Departamento de Parques e Áreas Verdes (DEPAVE-5), ao diretor do Parque do Carmo Fabio Biazoto, à diretora do parque Alfredo Volpi Angela Donda Troleis e à diretora do Parque Tenente Siqueira Campos – Trianon Erika Gartner Hopfgartner. Às equipes administrativas e de segurança que auxiliaram nos trabalhos.

À Secretaria de Estado do Meio Ambiente (SMA), ao Instituto de Botânica de São Paulo (IBot), ao Diretor do Núcleo de Pesquisa Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba e Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Pesquisador Científico Dr. Eduardo Pereira Cabral Gomes pela autorização para pesquisas no Jardim Botânico. Às equipes administrativas e de segurança que auxiliaram nos trabalhos. Aos moradores Priscila Frige e Arnaldo de Carvalho.

Ao aluno de Iniciação Científica Marcos Prates da Fonseca no grande auxílio nas coletas de serapilheira dos parques.

Aos amigos irmãos Paulo Rogério Fajardo Luccas que me auxiliou em várias etapas bem como no deslocamento com amostras e ao Thiago Sousa do Nascimento que e muitas conversas me ajudou como sempre.

À aluna de Iniciação Científica Ana Karla Araújo de Oliveira com o destorroamento de solos.

Aos meus amigos que me auxiliaram no trabalho na fase de coleta de solo:

- coleta: Cleonice Baptista, Maria Helena Martins Pires e Paulo Rogério Fajardo Luccas;

- destorroamento: Adriana Beatrix Lianda Mair, Ana Cristina Brito de Maceno, Angelina Franciele Cavalli, Cecilia Hitomi Myamoto, Dr. Daniel Igor Mendoza Quiñones, Dra. Daniela Tiemi Myamoto, Diogo Melo de Souza, Eduardo Vinícius dos Santos Sá, Ieda Inawashiro, Jonas Lui Reinhardt, Massumi Myamoto, Paula Lima Cardoso Lessa, Paulo Rogério Fajardo Luccas, Renan Soares de Almeida, Sandra Cristina de Araújo, Thiago Sousa do Nascimento, Verônica Andrade dos Santos e Wallace Pinheiro do Nascimento.

Aos meus colegas de curso dos quais tive o prazer de conhecer e alguns prosseguem como amigos do CIS 2: Amauri Luiz Ferrador, Arnaldo Mesquita Filho, Christian Sartoreli,

David Costa Monteiro, Marta Pugas, Soraia Cristina Vitiello, Wanderley Meira do Nascimento; do GEAS: Alan, Jeferson e José Joaquim; e também ao pessoal do CIS 1: Angélica, Brito, Daniela, Chicão, Cleverton, Cristiane, Eduardo, Fabiano, Hernani, Romulo e Ulisses.

Aos professores do mestrado em Cidades Inteligentes e Sustentáveis.

À equipe da biblioteca da UNINOVE Alessandra Camilo Ramalho, Nadir da Silva Basílio e Tania Evelin Dias pelo auxílio e apoio ao longo da minha jornada no mestrado.

Às auxiliares de coordenação Carol, Eliana, Vania e Laiane.

Ao Hospital do Servidor Público Municipal (HSPM), ao Hospital Municipal Dr. Arthur Ribeiro de Saboya e ao Departamento de Saúde do Servidor (DSS) pelo atendimento em diversas ocasiões e manutenção de minha saúde em diversas especialidades que foram ou são necessárias, aos médicos, enfermeiros e funcionários administrativos que me auxiliaram.

À Dra. Ana Maria Amado Parga Rodrigues e a terapeuta Marcia Regina Mendes Silva pelo atendimento e apoio (não pertencem ao atendimento público mencionado acima).

Às minhas superiores no meu trabalho que acompanharam e impulsionaram para me manter no mestrado: Elisa Prado de Assis, Ana Paula Maia Borlenghi, Mieco Miyazato Ricieri Teixeira e Lucila de Almeida Sampaio Magalhães, ao chefe de gabinete Reinaldo Santinho Bueno de Souza e aos meus colegas de trabalho da Secretaria Municipal de Urbanismo e Licenciamento (SMUL) da Prefeitura do Município de São Paulo (PMSP).

À Maria Eduarda de Souza Ignacio Cavalli pela valiosa ajuda e companhia quando a Mel teve que operar de um tumor e do acompanhamento após a primeira cirurgia.

Aos amigos Jonas Lui Reinhardt e Raphael Mendes Motta pelos auxílios na parte de informática e equipamentos eletrônicos, que falham quando mais precisamos.

Aos demais amigos e parentes que acompanharam todos os meus passos e incentivaram para continuar sempre em frente.

NÃO desanime!

Aprenda a começar e a recomeçar.

Não se deixe arrastar pela indiferença: se caiu, levante-se e recomece.

Se errou, erga-se e recomece.

Se não consegue dominar-se, firme sua vontade e recomece.

Não desanime jamais!

Talvez chegue ao fim da luta cheio de cicatrizes, mas estas se transformarão em luzes,
diante do Pai Todo-Compassivo.

Leitura 113

Minutos de Sabedoria

Carlos Juliano Pereira Pastorinho

RESUMO

As florestas urbanas constituem importantes locais que promovem serviços ecossistêmicos, tais como sequestro e estoque de carbono (C) e nitrogênio (N), além de servirem como reservatório para a biodiversidade. Um dos principais compartimentos responsável pela ciclagem de nutrientes nestas florestas é a camada de serapilheira, a qual também hospeda uma grande variedade de microrganismos e apresenta uma estreita relação com o compartimento edáfico em processos ecossistêmicos. Normalmente, estes fragmentos florestais são rodeados por avenidas de intenso tráfego veicular, que emitem uma grande quantidade de poluentes atmosféricos. Dentre os principais poluentes, pode-se destacar os metais pesados, sendo estes bastante tóxicos para a microfauna e flora do solo. Alguns estudos têm mostrado a relevância das florestas urbanas como meios de atenuação dos impactos antropogênicos, destacando assim, a importância de se conhecer melhor a dinâmica e o funcionamento destas florestas. Este trabalho teve como objetivo determinar a concentração de carbono e nitrogênio em diferentes camadas do solo, em diferentes pontos dentro de cada floresta e ao longo de quatro fragmentos florestais na cidade de São Paulo. Foram coletados 15 pontos em cada parque, sendo 5 para cada gradiente (borda, meio e núcleo). Além disto, este trabalho também objetivou avaliar a deposição de metais pesados; arsênio (As), cádmio (Cd) e cobre (Cu); na serapilheira destas mesmas florestas, sendo coletados 21 amostras por parque, sendo 7 em cada gradiente. Quatro florestas urbanas foram selecionadas em um sentido centro-periferia na cidade de São Paulo, as quais também variam em tamanho e formato. Diante dos resultados obtidos, foram percebidas que as concentrações de carbono e nitrogênio nos solos das florestas urbanas foram maiores nos parques mais ao centro do núcleo urbano da cidade de São Paulo, sendo menores para os parques mais periféricos. Com relação aos metais pesados nas serapilheiras houve uma tendência desta mesma gradação de concentrações, menos para o elemento cádmio. Este estudo traz algumas contribuições na compreensão de ciclos biogeoquímicos em sistemas florestais urbanos. Além disto, este trabalho mostra que o Parque Trianon é o mais antropizado, com condições diferenciadas de textura de solo e conseqüentemente nos estoques de C e N, além de maiores concentrações de Cu e As adsorvidas nas serapilheiras analisadas. Este estudo traz uma avaliação quantitativa de comparações de florestas urbanas em uma metrópole, com resultados que podem auxiliar nas políticas públicas na legislação municipal, estadual e federal. A verificação do solo, em todos os seus fatores, como textura e densidade, devem ser feitas para manejar florestas urbanas que retenham maiores concentrações de C e N, auxiliando na mitigação de gases de efeito estufa e melhor prestação de serviços ecossistêmicos.

Palavras chave: Florestas urbanas, carbono, nitrogênio, metais, solos.

ABSTRACT

Urban forests are important sites that promote ecosystem services, such as sequestration and stocking of carbon (C) and nitrogen (N), as well as serving as a reservoir for biodiversity. One of the main compartments responsible for nutrient cycling in these forests is the litter layer, which also hosts a wide variety of microorganisms and has a close relationship with the soil compartment in ecosystem processes. Normally, these forest fragments are surrounded by avenues of intense vehicular traffic, which emits a great amount of atmospheric pollutants. Among the main pollutants, it is possible to emphasize heavy metals, which are very toxic to microfauna and soil flora. Some studies have shown the relevance of urban forests as a means of mitigating anthropogenic impacts, highlighting the importance of getting to know the dynamics and the functioning of these forests. The objective of this work was to determine the concentration of carbon and nitrogen in different soil layers, different points within each forest and along four forest fragments in the city of. In addition, this work also aimed to evaluate the deposition of heavy metals in the litter of these same forests. Four urban forests were selected in a center-periphery sense, which also vary in size and shape. Samples of litter were collected for analysis of arsenic (As), cadmium (Cd) and copper (Cu) and soil samples for carbon and nitrogen analysis. Considering the results obtained, it was noticed that the concentrations of carbon and nitrogen in urban forest soils were higher in the parks more to the center of the urban nucleus of the city of São Paulo, being smaller for the more peripheral parks. Regarding the heavy metals in the litters, there was a trend of this same gradation of concentrations, less for the element cadmium. This study brings some contributions in the understanding of biogeochemical cycles in urban forest systems. In addition, this work shows that the Trianon Park is the most anthropized, with differentiated conditions of soil texture and consequently in the C and N stocks, as well as higher concentrations of Cu and As adsorbed in the litter beds analyzed. This study provides a quantitative assessment of comparisons of urban forests in a metropolis, with results that may aid in public policies in municipal, state and federal legislation. Soil verification, in all its factors, such as texture and density, should be made to manage urban forests that retain higher concentrations of C and N, aiding in the mitigation of greenhouse gases and better provision of ecosystem services.

Keywords: Urban forests, carbon, nitrogen, metals, soils.

SUMÁRIO

Capítulo 1 – Introdução, objetivos, pergunta de pesquisa e referencial teórico	13
1 Introdução	14
1.1 Justificativa	16
1.2 Questões de pesquisa	17
1.3 Objetivo geral	17
1.3.1 Objetivos Específicos	17
1.4 Referencial teórico	18
<i>1.4.1 Carbono e nitrogênio em solos de florestas tropicais</i>	18
<i>1.4.2 Efeitos da urbanização na ciclagem de carbono e nitrogênio em florestas urbanas</i>	22
<i>1.4.3 Estudos ecológicos realizados em florestas urbanas</i>	24
<i>1.4.4 Políticas públicas e suas relações com as florestas urbanas</i>	25
Referências	29
Capítulo 2 - Variação espacial de metais pesados dentro e entre florestas urbanas de São Paulo, SP, Sudeste do Brasil	33
Resumo	34
Abstract	35
2.1 Introdução	36
2.2 Material e métodos	38
<i>2.2.1 Área de estudo</i>	38
2.2.1.1 Parque Municipal Trianon - Tenente Siqueira Campos	40
2.2.1.2 Parque Municipal Alfredo Volpi	40
2.2.1.3 Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI)	41
2.2.1.4 Parque Municipal do Carmo - Olavo Egydio Setúbal	42
2.3 Coleta de serapilheira	43
2.4 Análise do material coletado	45
2.5 Análise estatística	46
2.6 Resultados e discussão	47
2.7 Conclusão	56
Referências	58
Capítulo 3 - Estoque de C e N em solos de florestas urbanas da cidade de São	63

Paulo, SP	
Resumo	64
Abstract	65
3.1 Introdução	66
3.2 Materiais e métodos	69
<i>3.2.1 Área de estudo</i>	69
<i>3.2.2 Coleta e análise de material edáfico</i>	69
<i>3.2.3. Análise estatística</i>	73
3.3 Resultados e discussão	73
3.4 Conclusão	87
Referências	89
Capítulo 4 – Considerações Finais	95
4. Considerações Finais	96
Anexo A - Autorização do Parque Estadual as Fontes do Ipiranga	98
Anexo B - Autorização dos Parques Municipais	99
Anexo C – Prorrogação da Autorização do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga	102
Anexo D – Prorrogação da Autorização Temporária dos Parques Municipais	103

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO, OBJETIVOS, PERGUNTA DE PESQUISA E REFERENCIAL TEÓRICO

1 Introdução

Toda atividade humana impacta o meio ambiente e pode causar poluição, sendo o transporte automotivo a principal fonte destes contaminantes, sendo responsável por 90% das emissões de poluentes aéreos. Os efeitos atingem a saúde das pessoas como problemas respiratórios, chuvas ácidas entre outras (Akatu; Goldemberg e Cortez, 2016).

A poluição atmosférica pode ter origem a partir de duas fontes principais, as quais são caracterizadas como naturais (emissões vulcânicas e queimadas) e as antrópicas, que por sua vez podem ser móveis (frota automotiva) ou estacionárias (indústrias) (Ferreira, 2007).

Os poluentes podem ser primários ou secundários. Os poluentes primários são aqueles produzidos diretamente das fontes geradoras, como hidrocarbonetos (HC), dióxido de enxofre ($S^{+4}O^{-2}$), monóxido de nitrogênio ($N^{+2}O^{-2}$), material particulados (MP), dióxido de carbono (CO_2) e compostos orgânicos voláteis. Os poluentes secundários são aqueles formados a partir de reações químicas na atmosfera, dentre os quais se destacam o dióxido de nitrogênio (NO_2), ácido sulfúrico (H_2SO_4), os envolvidos no processo de *smog* fotoquímico, como por exemplo, o ácido nítrico (HNO_3), o nitrato de peroxiacetila (PAN) e o ozônio troposférico (O_3) (Ferreira, 2007).

Apesar de ser classificado como poluente, cabe ressaltar que alguns compostos presentes na atmosfera são absorvidos pelas plantas e constituem uma das substâncias mais importantes para a fotossíntese, sendo esta o dióxido de carbono. Este processo bioquímico unifica quimicamente dois compostos: o CO_2 e a água, formando a glicose ($C_6H_{12}O_6$) e liberando o gás oxigênio (O_2). Encontra-se nesta explicação a grande importância das áreas verdes urbanas, dado que sua vegetação é capaz de transformar excessos deste composto atmosférico em energia para a manutenção da biodiversidade (Ricklefs, 2013).

Segundo a FAO (2016) a definição “florestas urbanas” é usada para as redes ou sistemas que incluem todos os bosques, grupos de árvores ou indivíduos localizados em áreas urbanas ou peri-urbanas, como pequenas florestas, ruas arborizadas, parques, jardins e arborização em espaços abandonados. São a espinha dorsal da infraestrutura verde, estabelecendo uma ligação entre as áreas rurais com áreas urbanas.

Deve-se considerar ainda que as florestas urbanas melhoram a qualidade ambiental, a qualidade de vida individual e comunitária, pois são capazes de mitigar os impactos provocados pelo desenvolvimento urbano, por meio da moderação do clima, do escoamento superficial de águas de chuvas e inundações devido sua área permeável, e na redução de

ruídos (Nowak, Noble, Sisinni & Dwyer, 2001). As florestas urbanas, assim como seus componentes, podem identificar e reconhecer a qualidade de um espaço urbano. A cidade de São Paulo apresenta vários fragmentos de florestas urbanas, as quais são representadas pelos parques, áreas de conservação e preservação, arborização de ruas e áreas ajardinadas (Silva Filho, Piveta, Couto & Polizel, 2005)

Para o presente estudo foram selecionadas quatro florestas urbanas, sendo uma na região central (Parque Municipal Tenente Siqueira Campos – Trianon – PT) e três nas regiões nas regiões periféricas (Parques Municipais do Carmo e Alfredo Volpi – PAV, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga – PEFI e Parque do Carmo – PC), conforme autorizações da Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente e diretoria do PEFI. Assim definidos os parques, foram verificadas as concentrações de Carbono e Nitrogênio ao longo das diferentes camadas do solo e na serapilheira. Além do Carbono e Nitrogênio, foram verificados também alguns metais pesados adsorvidos, comparando as quatro florestas urbanas que estão localizadas no centro da cidade (onde se iniciou o processo de urbanização) com as florestas urbanas de regiões periféricas, conforme mostra a Figura 1.1.

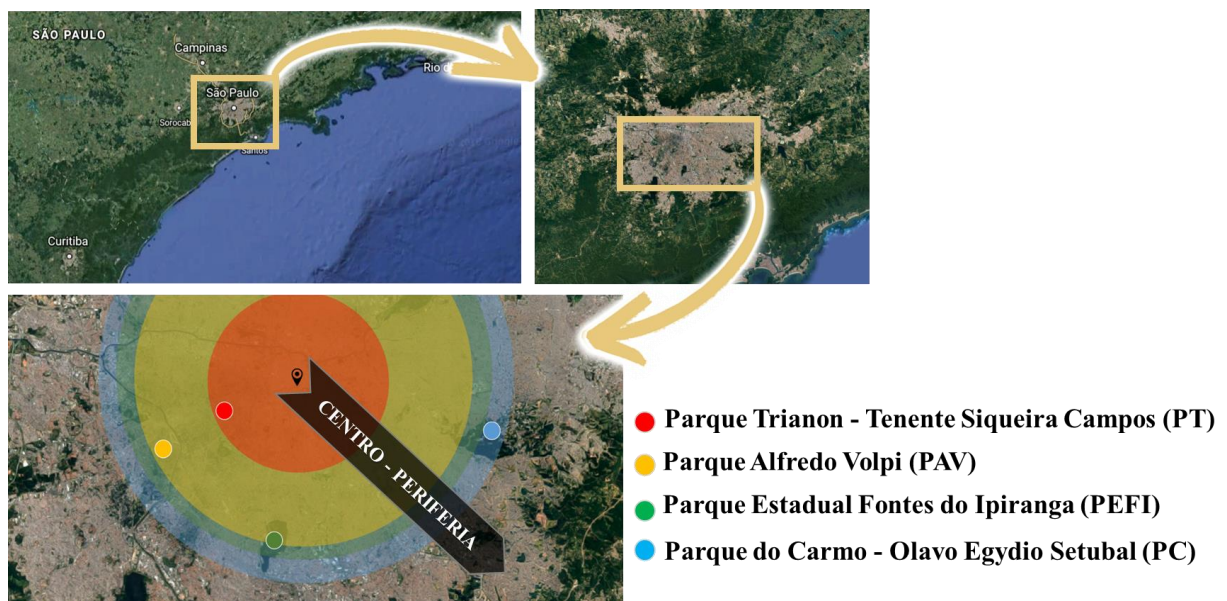


Figura 1.1 - Localização dos parques em São Paulo

Fonte: Adaptado de Google Earth, 2018.

Baseado nisto, este trabalho testou as hipóteses que:

01. A concentração de carbono e nitrogênio no solo responde à localização da amostra dentro da floresta urbana, ou seja, pontos de coleta localizados mais à borda do fragmento apresentarão maiores teores dos elementos;

02. A concentração de carbono e nitrogênio no solo responde a um gradiente de localização das florestas urbanas (CENTRO-PERIFERIA), ou seja, fragmentos localizados mais ao centro da cidade e supostamente há mais tempo sofrendo influência das emissões atmosféricas de seu entorno apresentarão maiores teores de carbono e nitrogênio do que florestas que tiveram o processo de urbanização de entorno a menos tempo;

03. A concentração de metais pesados adsorvidos na serapilheira será agrupada de acordo com a localização das unidades amostrais dentro do fragmento de floresta urbana, sendo o gradiente de urbanização menos relevante na diferenciação das concentrações analisadas.

1.1 Justificativa

As florestas urbanas têm suas concentrações de carbono e nitrogênio alteradas em consequência das ações antrópicas que geram emissões de poluentes provenientes da queima de combustíveis fósseis de diversas naturezas, bem como de outras atividades humanas. Da revolução industrial até os dias atuais estima-se aumento das emissões globais de carbono, não somente a partir do material fóssil, mas também através da mudança no uso do solo, principalmente decorrente de desmatamentos e práticas agrícolas (Huang, Zhou & Liu, 2012; Kuang *et al*, 2016; Lal, 2004; 2005).

As alterações nas concentrações de carbono e nitrogênio também causam desequilíbrio de fósforo no compartimento edáfico, pois poderá ocorrer maior disposição de matéria orgânica e fósforo estabelecendo maior ligação N:P, gerando descontrole e consequente declínio no desenvolvimento vegetal, pois quanto maior for o fornecimento de nitrogênio demandará maior quantidade de fósforo disponível a fim de estabelecer uma adequada relação estequiométrica (Huang, Zhou & Liu, 2012).

As florestas também apresentam importante papel na ciclagem do nitrogênio, pois facilitam o processo de decomposição da matéria orgânica e promovem a ciclagem do elemento, principalmente na nitrificação do N_2 em amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-), sendo estes compostos absorvidos pelas raízes de plantas e fundamentais na transferência do nitrogênio orgânico ao longo dos diversos níveis tróficos (Amazonas, 2010; Chapin III, Matson & Mooney, 2002; Nowak, Noble, Sisinni & Dwyer, 2001; Odum, 1988; Vitousek, 1984).

Em geral, a ciclagem de nutrientes é de fundamental importância para o funcionamento das florestas, pois os nutrientes transferidos para o solo influenciam na

capacidade produtiva e na capacidade de recuperação da vegetação. Por isso, toda a interferência que o homem gera na atmosfera com o aumento da emissão de poluentes, pode resultar em perturbação na ciclagem de nutrientes depositados na serapilheira e transferidos para o solo (Boccuzzi, 2017; Marafija *et al.*, 2012; Lal; 2004, 2005).

Portanto, as florestas urbanas têm importante papel no estoque de carbono e nitrogênio, sendo indispensável o conhecimento de sua dinâmica e funcionamento, sendo este estudo uma contribuição valiosa para a verificação destas inferências das ações antrópicas. A partir desta relevância do estudo, reforça-se que a proposição de políticas públicas específicas para o aumento de áreas florestais na matriz da cidade deve ser bem justificado por todas as suas qualidades e funções, dentre as quais se destaca o potencial de remediar produtos emitidos pelas atividades humanas.

1.2 Questões de pesquisa

Quais as concentrações de carbono, nitrogênio e metais pesados (cádmio, arsênio e cobre) presentes nos solos de bordas e núcleos de florestas urbanas de regiões centrais e periféricas da cidade de São Paulo? Estes valores variam conforme o tamanho do fragmento ou quanto à sua localização na cidade e quais os efeitos das ações antrópicas no estoque de carbono e nitrogênio?

1.3 Objetivo geral

Mensurar as concentrações de carbono, nitrogênio e metais pesados em solos e serapilheira de florestas urbanas da cidade de São Paulo localizadas em um gradiente de urbanização no sentido centro-periferia.

1.3.1 *Objetivos Específicos*

- Comparar os estoques de carbono e nitrogênio em diversas camadas de solos das quatro florestas urbanas do Município de São Paulo e verificar se a localização dentro do fragmento permite identificar diferenças nas concentrações;

- Comparar a concentração de metais pesados adsorvidos à serapilheira destas quatro florestas urbanas e avaliar se os teores de metais pesados adsorvidos concordam com os

resultados encontrados nas serapilheiras, considerando os diferentes locais de coleta e pontos de amostragem dentro de cada floresta urbana.

1.4 Referencial teórico

1.4.1 Carbono e nitrogênio em solos de florestas tropicais

A composição da atmosfera terrestre é de aproximadamente 78% de nitrogênio (N_2), 21% de oxigênio (O_2) e apenas 0,03% de gás carbônico (CO_2). Tais concentrações de N_2 e O_2 são limitantes para diversas espécies de plantas, indispensáveis para o equilíbrio das cadeias alimentares. Em solos e sedimentos o O_2 é limitante para seres aeróbios, porque elevando a concentração de CO_2 . O N_2 se apresenta em forma inerte, pois não pode ser aproveitado diretamente pelos seres vivos, somente quando se ligam a hidrogênio, oxigênio ou carbono e principalmente compostos nitrogenados orgânicos (óxidos de nitrogênio como os provenientes dos veículos automotores (NO_x), nitrato (NO_3)), amônio (NH_4^+) e amônia (NH_3). Estes compostos irão se depositar no solo-planta por fixação e o N será transformado nos compostos nitrogenados pelas bactérias nitrificadoras e desnitrificadoras, sujeitos a fatores físicos, químicos e biológicos e condições climáticas difíceis de se controlar, conforme Figura 1.2 (Bocuzzi, 2017; Cantarella & Trivelin, 2007; Galloway *et al.* 2004; Odum, 1988).

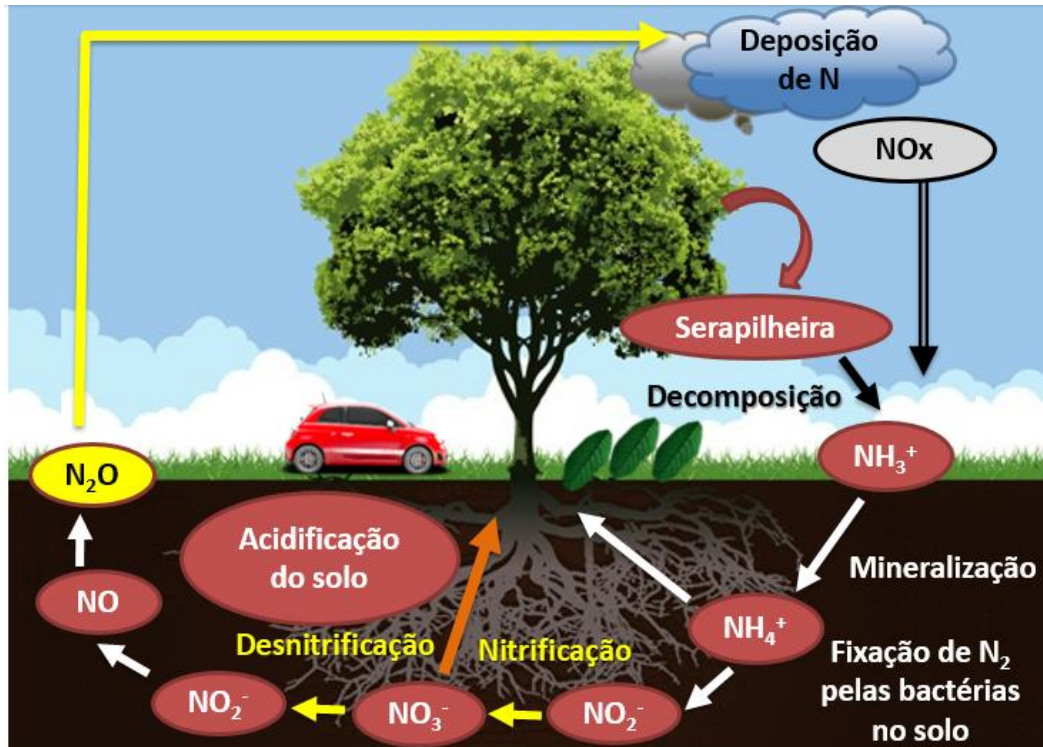


Figura 1.2 - Esquema do ciclo do Nitrogênio

Fonte: Adaptado de Odum, 1988; Galloway *et al.* 2004; Cantarella & Trivelin, 2007; Amazonas, 2010; Boccuzzi, 2017.

O ciclo do carbono resume-se na conversão do CO₂ em fibras ou alimentos pela fotossíntese; no consumo e oxidação dos carboidratos pelos organismos vivos, ressintetizando-os em CO₂ e outros produtos, principalmente no solo; e no retorno do CO₂ para a atmosfera pela respiração e decomposição (Almeida, 2008).

Neste ciclo é promovida a ciclagem de elementos não assimilados e fragmentados constantemente por organismos vivos, voltando para a atmosfera em forma de monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂) e metano (CH₄), conforme Figura 1.3.

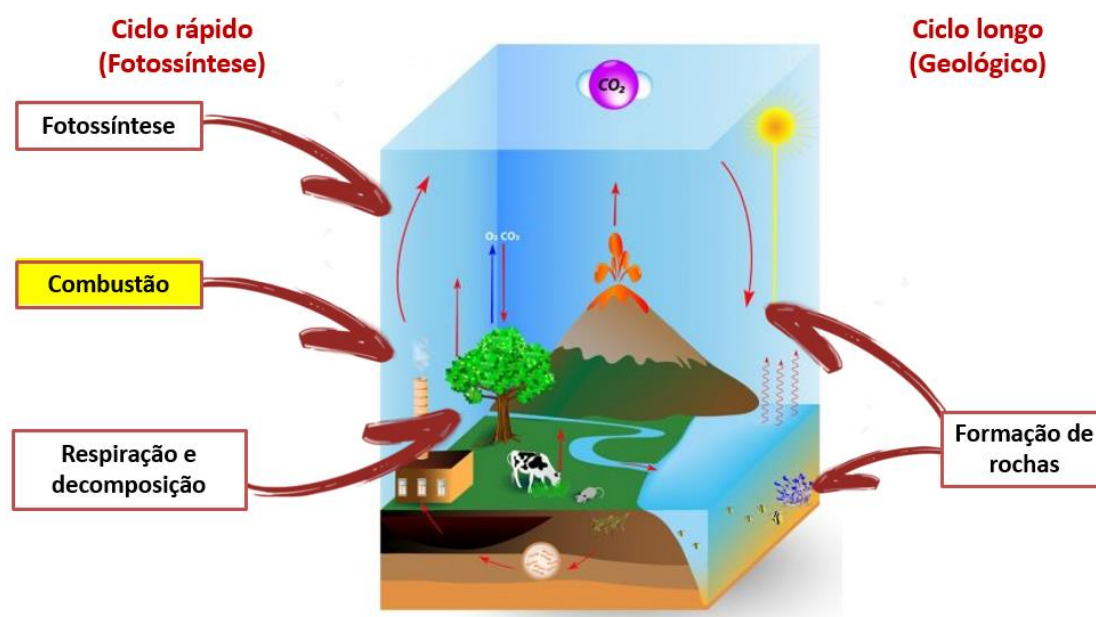


Figura 1.3 - Esquema do ciclo do Carbono

Fonte: Odum, 1988; Ricklefs, 2013; Scharenbroch, Lloyd & Johnson-Maynard, 2005; Vitousek et al., 1997.

A serapilheira é responsável pelo maior aporte de carbono no solo, em torno de 60 toneladas por ano em regiões tropicais. A influência da composição da serapilheira em termos de velocidade de decomposição e fertilidade do solo e na diversidade da biota se destacam a partir de dois substratos (tipo *mull*, originária da serapilheira “melhorativa” composta por diversos tipos de vegetais com rápida decomposição e o tipo *moder* ou *mor*, da serapilheira “acidificante”, como lenta decomposição) (Almeida, 2008; Duchaufour, 1991 *apud* Almeida 2008).

Nos ecossistemas naturais o carbono orgânico estocado nos solos tem como principal fonte os resíduos da vegetação nativa. Nessas regiões, a ciclagem de nutrientes entre serapilheira e solo colabora para a razão carbono nitrogênio (C:N), com uma forte indicação do nitrogênio como fator limitante para a produtividade das florestas (Begon, Townsend & Harper, 2007; Menezes, 2008; Martins, 2010).

Os nutrientes podem provir da serapilheira ou também dos resíduos sólidos de ações antrópicas, como o lixo, esterco e adubos químicos. As taxas de decomposição poderão variar dependendo do tipo de matéria orgânica que é depositada no solo e sua composição bioquímica, destacando-se elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo de tecido em questão. A ciclagem dos nutrientes também está condicionada à velocidade do processo de umidificação que varia em função da latitude, sendo que em regiões próximas dos trópicos ocorre maior quantidade de carbono orgânico na biomassa e nas altas latitudes maior quantidade no solo (Odum, 1988).

Deve-se ressaltar que a quantidade de serapilheira produzida por uma floresta, bem como a sua característica nutricional está associada às demandas da comunidade biológica que a envolve, sendo que em habitats tropicais há um eficiente sistema de ciclagem de nutrientes pela biota vegetal. Tal fenômeno promove um equilíbrio na estequiometria ecológica de uma floresta, onde excessos e déficits de nutrientes são responsáveis pela caracterização fitogeográfica de uma dada região (Vitousek, 1982; 1984; Boccuzzi, 2017).

A estequiometria ecológica se dá principalmente por nutrientes como o carbono, nitrogênio e fósforo, cujo fluxo é regulado pela comunidade microbiana do solo. Em geral, a estequiometria ecológica estuda o balanço de elementos químicos nas interações ecológicas, e a partir de tais elementos podem-se buscar resultados de uma perspectiva do ecossistema e focar em estoques e fluxos de matéria e energia no ambiente (Koolman & Roehm, 2005; Nelson & Cox, 2004; Ren *et al.*, 2016; Silva, 2010).

Em decompositores as relações estequiométricas de carbono e nitrogênio (C:N) são de 10:1 e Carbono:Fósforo (C:P) são de 100:1. Há incerteza sobre a proporção da razão C:N na taxa de decomposição, apesar de muitos modelos biogeoquímicos utilizarem tal razão quando diferentes tipos de ecossistemas são comparados (Begon, Townsend & Harper, 2007; Odum, 1988; Chapin III, Matson & Mooney, 2002).

Geralmente solos de florestas tropicais são mais profundos, ácidos com elevados níveis de nitrogênio e deficientes em fósforo, em razão da deposição atmosférica de origem antrópica, pois supõe que o aumento de deposição de nitrogênio não resulte em maior produtividade por conta de efeitos não diretos de acidificação e menor disponibilidade de fósforo e demais nutrientes. Com isso, levanta-se a hipótese de que as concentrações de carbono e nitrogênio, além das razões C:N, C:P e N:P podem variar nas diferentes profundidades do solo de acordo com o tipo de floresta urbana e seu entorno, ou seja, florestas circundadas há muito tempo por intensa frota veicular podem ter diferentes características estequiométricas no solo (Carpenter, Bockheim & Reich, 2014; Huang, Zhou & Liu, 2012).

O nitrogênio e o fósforo são os dois elementos mais limitantes para o crescimento de floresta tropical nas etapas iniciais da sucessão secundária. A ciclagem de P em ambientes tropicais é muito eficiente, o que explica as baixas concentrações nas superfícies e maior retenção na biomassa. Este fato pode ter direta relação na produtividade de uma floresta. Há variação na produtividade primária líquida em diferentes partes de florestas da Amazônia por conta da limitação por fósforo. Os autores ainda mostraram variações na biomassa aérea e radicular conforme a localização do sítio de estudo. Assim, levanta-se a pergunta se dentro de uma região como a cidade de São Paulo é possível encontrar este tipo de fator limitante, e

mais, ela pode se apresentar ao longo de um gradiente no sentido centro-periferia? (Amazonas, 2010; Aragão *et al.*, 2009; Vitousek *et al.*, 1997)

As cidades ocupam entre 1 e 5% da crosta terrestre no mundo inteiro. Em São Paulo apenas 16,36% do município é ocupado por áreas verdes. Sabe-se que a urbanização tem contribuído com grandes efeitos na ciclagem de carbono e nitrogênio nas florestas urbanas, os quais serão detalhados no item a seguir (Atlas Ambiental, 2016; Odum, 1988).

1.4.2 Efeitos da urbanização na ciclagem de carbono e nitrogênio em florestas urbanas

Dependendo da topografia das cidades, combinadas com as condições climáticas, a poluição atmosférica afeta ainda mais as condições de dispersão e formação de poluentes no ar. As emissões atmosféricas por indústrias e frota veicular colaboram com a formação de chuvas ácidas, variações de temperatura local e regional, aumento de doenças respiratórias da população humana, entre outros (Ferreira *et al.*, 2007).

A poluição atmosférica contribui para o aumento da quantidade de carbono e nitrogênio depositados nos solos, que têm suas propriedades físicas, químicas e biológicas alteradas pela perturbação local e pela infraestrutura local, ou seja, a ocupação humana influencia diretamente a qualidade dos solos e também da vegetação de seu entorno (Scharenbroch, Lloyd & Johnson-Maynard *et al.*, 2005).

As alterações antrópicas têm modificado o ciclo do nitrogênio com as elevadas taxas do elemento que tem sido depositadas na atmosfera de áreas urbanas; principalmente com o aumento das emissões dos gases do efeito estufa (GEE) como o N₂O e óxidos que causam o *smog* fotoquímico em grandes cidades (Vitousek *et al.*, 1997).

Estudos realizados na região da Reserva do Paranapiacaba, em área de baixada afetadas por poluição oriunda da região de Cubatão, no auge da poluição (1984-1985) foram responsáveis pela redução drástica da serapilheira e alteração de processos ecossistêmicos. Os autores observaram também que a chuva que atravessava as copas das árvores não era tão ácida (pH ~ 5,2), porém durante a passagem pelo solo ocorria a acidificação da água (pH ~ 3,0 – 3,5) em consequência da liberação de alumínio das camadas minerais, da nitrificação das camadas orgânicas e por meio da perda de cátions, causando assim a acidificação pelas substâncias identificadas como amônio, sulfato e fluoreto. Por fim o trabalho mostra que a região ainda é grande fonte poluidora da atmosfera, embora já tenha ocorrido uma diminuição drástica das emissões aéreas desde o ano de 1985 (Lopes & Kirizawa, 2009).

Nakazato (2014) e Nakazato, Rinaldi & Domingos (2015) acompanharam por meio de

biomonitoramento a contaminação por poluentes aéreos provenientes de uma refinaria de petróleo em Cubatão, dado que o polo petroquímico havia alterado o modelo de geração de energia. No início do estudo a refinaria era alimentada por um sistema movido a óleo combustível, responsável por emissões de 59% de SO_2 , 88% de NO_x e 79% de material particulado (MP). Em seguida substituíram o óleo por gás natural para alcançar melhores níveis de qualidade do ar e minimizar riscos impostos à Floresta Atlântica, que fica próxima da refinaria. O estudo utilizou como indicador o acúmulo de poluentes em *Lolium multiflorum*. Os resultados mostraram que a mudança na geração de energia não trouxe ganhos ambientais, pois houve aumento significativo de alumínio, cobalto, nitrogênio, potássio e enxofre entre as fases pré e pós-operação. Durante a fase de transição foram observados altos índices de zinco, cobre, cromo e níquel. Estes metais pesados são particularmente perigosos em áreas urbanas, pois são emitidos pela frota automotiva das cidades e tem alto potencial de deposição em áreas verdes, alterando assim processos naturais como decomposição da serapilheira (Ferreira *et al.*, 2017) e consequentemente ciclagem de nutrientes.

O esquema da Figura 1.4 resume como as ações antrópicas proporcionam a entrada de carbono e nitrogênio solúveis e metais pesados em ecossistemas naturais:

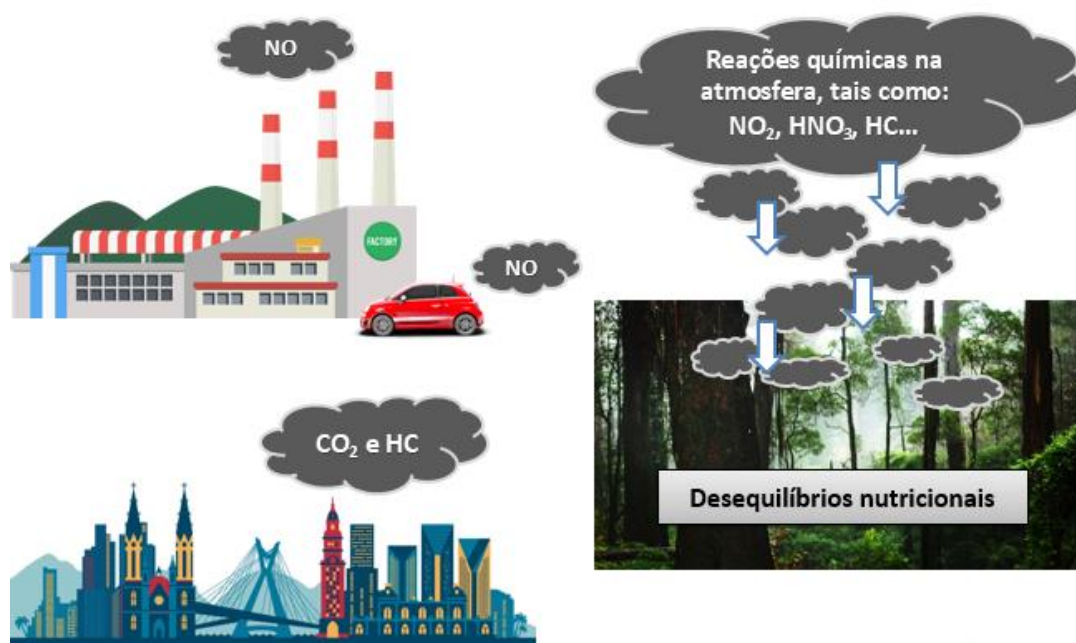


Figura 1.4 – Esquema da entrada de C e N solúveis e metais pesados em ecossistemas naturais

Fonte: Ferreira, 2007; Van den Berg & Ashmore 2008; Huang, Zhou & Liu, 2012, Carnicer *et al.* 2015, Kuang *et al.* 2016, Boccuzzi, 2017.

1.4.3 Estudos ecológicos realizados em florestas urbanas

Martins (2009) fez um estudo em cinco parques urbanos do Município de São Paulo para caracterizar a área de influência dos corredores de tráfego por intermédio do monitoramento das concentrações de elementos-traço utilizando cascas de árvores. A autora concluiu que as amostras coletadas em florestas urbanas apresentaram níveis mais elevados de elementos-traço em comparação à área controle, mostrando que a participação das atividades antrópicas (por exemplo, o tráfego de veículos nos logradouros) pode ser um fator agravador para a presença de algumas substâncias na biota dos parques.

Ainda nesta linha de pesquisa, Moreira (2010) fez um estudo similar no Município de São Paulo, escolhendo o Parque do Ibirapuera como área de estudo. A autora mostrou o potencial das folhas de árvores no biomonitoramento de contaminantes atmosféricos e concluiu que a vegetação pode exercer função de barreira de poluentes, entretanto deve possuir uma alta densidade e diversidade de alturas de árvores (vegetação mais densa).

Em outra vertente, o trabalho de Almeida (2015) promoveu estudos para o planejamento da Infraestrutura Verde Urbana para a área da atual Prefeitura Regional da Capela do Socorro, no Município de São Paulo. O autor destacou a relação entre urbanização e conflitos ambientais que ocorrem no “cinturão verde” que deveria proteger as áreas de mananciais da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), importantíssimas para o abastecimento público e para a promoção da sustentabilidade na cidade. O autor cita que a expansão urbana e a formação de loteamentos irregulares e favelas, sem infraestrutura para atender essa demanda, gerou desmatamento da floresta tropical, impermeabilização do solo e degradação da água das represas e cursos d’água.

O trabalho de Amazonas (2010) verificou que mesmo passados até 52 anos da restauração de uma floresta peri-urbanas e outras duas naturais, não foi possível restaurar a ciclagem de nitrogênio característica de uma floresta tropical madura. Neste trabalho, o autor comparou três florestas tropicais do bioma da Mata Atlântica com alta diversidade de espécies arbóreas e predominância de nativas regionais. Li, Poon & Liu (2001) realizaram estudos de solos em Hong Kong, em 60 parques e zonas de recreio (áreas de lazer) em distritos antigos, áreas industriais e novas áreas do território. Os parques em que foram encontradas altas concentrações de metais estavam localizados em zonas comerciais, urbanas antigas e industriais, indicando que as fontes de contaminação nesses solos são de origem das emissões do tráfego e das atividades industriais.

Além disto, Ferreira *et al.* (2017) mostraram que conforme o fragmento de floresta se distancia do centro da cidade de São Paulo, as concentrações de metais pesados diminuem, sendo que as estações do ano podem ter relação na mobilidade de elementos na atmosfera. Este estudo foi realizado em apenas duas áreas, sendo uma urbana e outra peri-urbana, fato que indicou uma lacuna no conhecimento sobre a questão se um padrão parecido poderia ser esperado em parques no meio da cidade de São Paulo. Assim, o presente trabalho busca preencher esta lacuna, considerando-se a hipótese que parques rodeados por avenidas de intenso tráfego veicular apresentarão maiores concentrações de metais pesados depositados na serapilheira, e além disso, as árvores que formam a borda destes fragmentos de florestas urbanas servirão como barreiras naturais para a dispersão destes contaminantes aéreos, de forma que na borda das florestas as serapilheiras terão maiores concentrações de metais pesados do que materiais coletados nos respectivos núcleos.

Espera-se com este trabalho levantar informações relevantes que possam servir como arcabouço para a elaboração de políticas públicas ambientais para a cidade de São Paulo. Este tema (políticas públicas ambientais) será abordado no próximo item do referencial teórico.

1.4.4 *Políticas públicas e suas relações com as florestas urbanas*

Em termos de políticas públicas internacional, o Brasil sediou a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento, que ficou conhecida como “Rio 92”, no Estado do Rio de Janeiro em Junho de 1992. A Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC) é um dos instrumentos multilaterais em equilíbrio e universal, ratificado pelo Congresso Nacional em 1994, fruto desta conferência, a qual teve seus desdobramentos no final da primeira década deste século, quando foi definida a Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), instituída pela Lei Federal 12187/2009.

Em 1997, a conferência realizada em Quioto, Japão, resultou em adotar um Protocolo em que os países industrializados reduziriam emissões combinadas com os GEE em 5% em relação aos níveis de 1990, sendo que isso ocorreria entre 2008 e 2012. O Protocolo de Quioto, como foi chamado, entrou em vigor em 1998 com a participação dos países desenvolvidos que representavam no mínimo 55% das emissões totais de CO₂ em 1990 (Brasil, 2017).

Desta forma, governos subnacionais ou locais, como governos de Estados e Municípios, começaram a se empenhar nas estimativas das emissões dos GEE para adoções

de medidas mais adequadas para tais reduções. O governo do Estado de São Paulo instituiu a Política Estadual de Mudanças Climáticas (PEMC), criada pela Lei Estadual 13798/2009 e regulamentada pelo Decreto Estadual 55947/2010. O Inventário de Emissões de GEE do Estado de São Paulo, além de atender os emissões de origem antrópica discriminadas por fontes e das remoções, por meio de sumidouros dos GEE não controlados pelo Protocolo de Montreal, ampliou o escopo legal e incluiu as emissões controladas pelo Protocolo de Montreal, contribuintes no efeito estufa (CETESB, 2011).

No Primeiro Inventário de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa Diretos e Indiretos do Estado de São Paulo, realizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011), para as estimativas de 1990 a 2008, foram considerados os GEE constantes no Anexo A do Protocolo de Quioto: dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), hidrofluorcarbono (HFC), perfluorcarbonos (PFC) e hexafluoreto de enxofre (SF₆).

Também foram considerados demais emissões de GEE indiretos reconhecidos pelo *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) como óxido de nitrogênio (NO_x), monóxido de carbono (CO), os compostos orgânicos voláteis (VOC) e substâncias que destroem a camada de ozônio, como os clorofluorcarbonos (CFC) e os hidroclorofluorcarbonos (HCFC). Para elaboração do Inventário foram utilizadas metodologias constantes em guias do IPCC para facilitar a comparação de forma nacional, internacional e subnacional (CETESB, 2011; MCTI, 2017).

Na cidade de São Paulo foi criada a “Política de Mudança do Clima no Município de São Paulo”, instituída pela Lei Municipal 14933/2009, que estabeleceu que a cada cinco anos deve-se publicar um inventário de emissões de GEE. Desta forma, serão monitoradas as principais fontes poluidoras, para que possam ser identificadas estratégias para redução das emissões, fornecendo desta forma subsídios para a criação de políticas públicas relacionadas ao assunto (São Paulo, 2013).

A metodologia do IPCC (2006) estabeleceu as emissões por setores: energia, resíduos, processos industriais e uso de produtos, agricultura, florestas e outros usos da Terra (*Agriculture, Forestry and Other Land Use* [AFOLU]). Os gases deste inventário são os estabelecidos pelo Protocolo de Quioto, e seguem a estrutura do IPCC (Instituto Ekos Brasil, Geoklock Consultoria e Engenharia Ambiental, 2013; São Paulo, 2013).

Cabe ressaltar que o IPCC estabeleceu valores específicos de equivalência para os poluentes atmosféricos, sendo que cada composto tem um determinado Potencial de Aquecimento Global (PAG). Dessa forma, o PAG permite a comparação do impacto de um

determinado GEE em relação à quantidade igual de dióxido de carbono, usado como referência (Instituto Ekos Brasil, Geoklock Consultoria e Engenharia Ambiental, 2013; São Paulo, 2013). Na Tabela 1.1 estão relacionados os gases e sua equivalência em PAG.

Tabela 1.1 - Potencial de Aquecimento Global dos GEE inventariados

Gás	PAG
CO ₂	1
CH ₄	21
N ₂ O	310
HFC-134 ^a	1.300
CFC-11	3.800
CFC-12	8.100
HCFC-141b	725

Fonte: Adaptado de Instituto Ekos Brasil, Geoklock Consultoria e Engenharia Ambiental (2013).

Das emissões totais de GEE no Município de São Paulo utilizando a metodologia estabelecida pelo IPCC, destaca-se que o setor Energia é o mais delicado, responsável pela emissão de 82% dos gases em 2009, seguido pelo setor de resíduos, com 16% nesse mesmo ano. Nos resultados obtidos, notou-se que esses setores são os mais representativos em emissões de GEE e correspondem a mais de 95% das emissões nos anos de 2003 e 2009 (Instituto Ekos Brasil, Geoklock Consultoria e Engenharia Ambiental, 2013).

Como o inventário foi licitado e contratado para o período de anos entre 2003 a 2009 e o mesmo só começou em ser elaborado em 2011, deliberou-se em agosto de 2012 para a realização de uma atualização para os anos 2010 e 2011 para os setores de Energia e Resíduos, obtendo resultados que demonstram que esses setores são os maiores responsáveis pelas emissões totais de GEE para estes setores no período de 2003 a 2011, destacando 2011 com um total de 16430 GG emitidos (cada GG equivale a mil toneladas) (Instituto Ekos Brasil, Geoklock Consultoria e Engenharia Ambiental, 2013 e São Paulo, 2013).

Para o setor de energia, responsáveis pelo maior percentual de emissões entre os anos de 2003 a 2011 foram contabilizadas as emissões por CO₂, CH₄ e N₂O previstas pelo IPCC para as categorias de Geração de Energia, Indústria de Transformação e Construção, Transporte e Outros setores. Na Tabela 1.2 são expostos dados do setor de Transporte, destacando quais os gases emitidos por combustíveis utilizados no Estado de São Paulo. Destacando a quantidade de consumo e emissões (Instituto Ekos Brasil, Geoklock Consultoria e Engenharia Ambiental, 2013).

Tabela 1.2 - Emissões de GEE de Transporte

Resíduos	Agricultura Floresta e Outros	Processo Industriais e Uso de
	Usos da Terra	Produtos
	(tCO ₂ e)	
Gasolina C*	4.018.542	4.850.598
Etanol Hidratado	123.140	90.472
Diesel	4.516.783	4.572.003
GNV	349.591	297.418
Gasolina de Aviação	5.521	5.533
Querosene de Aviação	772.453	772.726

Nota: a Gasolina C comercializada no Brasil é composta por fração de Gasolina A e Etanol Anidro. Apenas as emissões de CO₂ desses combustíveis que compõem a Gasolina C foram quantificadas separadamente, para diferenciar a fração fóssil da biogênica, as demais emissões foram contabilizadas conjuntamente como Gasolina C. O mesmo se aplica ao biodiesel contido no Óleo Diesel

Fonte: Adaptado de Instituto Ekos Brasil, Geoklock Consultoria e Engenharia Ambiental (2013).

Desta forma, observa-se que as emissões apresentadas no inventário municipal indica aumento das emissões de GEE na categoria Transportes do ano de 2011, em que o inventário credita tal crescimento ao consumo da gasolina e diminuição de etanol hidratado no Município de São Paulo em 2010 e 2011. Somente no setor energia, os gases de GEE, em CO₂, é o maior poluente, representando um total de 96%, os outros 4% são representados por CH₄ e N₂O (Instituto Ekos Brasil, Geoklock Consultoria e Engenharia Ambiental, 2013).

Das emissões totais no Município de São Paulo entre 2003 e 2009, as mais relevantes no período do inventário foram as presenças dos gases CO₂ (83% em 2003 e 79% em 2009) do setor Energia e o CH₄ (15% em 2003 e 16% em 2009) do setor de Resíduos, destacados como principais GEE, ambos gases a base de carbono, fato que ressalta ainda mais a necessidade de se apurar se os mesmos podem estar sendo depositados em reservatórios edáficos da cidade, como os solos de florestas urbanas.

REFERÊNCIAS

- Akatu (jul. 2016). *Transportes são responsáveis por 90% da poluição em SP*. Recuperado em 02 Dezembro, 2016 de <http://www.akatu.org.br/Temas/Mobilidade/Posts/Transportes-sao-responsaveis-por-90-da-poluicao-em-SP>
- Almeida, V. C. (2008). *Carbono orgânico no solo e sua relação com os Compartimentos morfológicos representativos do Estado de São Paulo*. Rio Claro, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, 68 (tese de mestrado).
- Almeida, V. S. (2015). *Infraestrutura verde urbana na Subprefeitura de Capela do Socorro (São Paulo – SP)*. São Paulo, Instituto de Energia e Meio Ambiente, Universidade de São Paulo, 252 (tese de mestrado).
- Amazonas, N. T. (2010). *Ciclagem do nitrogênio em uma cronossequência formada por florestas restauradas e floresta natural*. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 94 (tese de mestrado).
- Aragão, L. E. O. C.; Malhi, Y.; Metcalfe, D. B.; Silva-Espejo, J. E.; Jiménez, E.; Navarrete, D.; Almeida, S.; Costa, A. C. L.; Salinas, N.; Philips, O. L.; Anderson, L. O.; Alvarez, E.; Baker, T. R.; Gonçalves, P. H.; Huamán-Ovalle, Mamani-Solórzano, M.; Meir, P.; Monteagudo, A.; Patiño, S.; Peñuela, M. C.; Prieto, A.; Quesada, C. A.; Rozas-Dávila, A.; Rudas, A.; Silva Junior, J. A. & Vásquez, R. (2009). Above – and below-ground net primary productivity across tem Amazonian forests on contrasting soils. *Biogeosciences*, 6, 2759-2778.
- Atlas Ambiental do Município de São Paulo (2016). *Cobertura Vegetal*. Recuperado em: 01 Dezembro, 2016, de <http://atlasambiental.prefeitura.sp.gov.br/pagina.php?id=22>
- Begon, M., Townsend, C., & Harper, J. L. (2007). *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. (4) Artmed, Porto Alegre.
- Boccuzzi, G. (2017). *Nitrogênio e fósforo na interface atmosfera-vegetação arbórea-solo de remanescentes de Floresta Atlântica expostos a fatores de estresse ambiental*. São Paulo, Instituto de Botânica, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 125 (tese de mestrado).
- Brasil (2017). *Protocolo de Quioto*. Recuperado em: 22 Abril, 2017, de http://www.mct.gov.br/upd_blob/0012/12425.pdf
- Carpenter, D. N., Bockheim, J. G., Reich, P. F. 2014. Soils of temperate rainforests of the North American Pacific Coast. *Geoderma*, 230: 250-264.
- Cantarella, H., Trivelin, P. C. O. (2001). *Determinação de nitrogênio inorgânico em solo pelo método da destilação a vapor*. In: BV Raij, JC Andrade, H Cantarella & JA Quaggio (eds.). *Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais*. Instituto Agrônomo, Campinas, 270-276.
- Chapin III; Matson, P. A.; Mooney, H. A. (2002). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer-Verlag, New York, 439.

- FAO (by F. Salbitano, S. Borelli, M. Conigliaro and Y. Chen (2016). Guidelines on urban and peri-urban forestry. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO Forestry Paper 178. Recuperado em: 15 Março, 2018, de <http://www.fao.org/docrep/005/t1680e/T1680E08.htm>
- Ferreira, M. L. (2007). *Relações entre antioxidantes e sintomas visíveis - Bioindicadores de ozônio em ipomoea nil (L.) Roth cv. Scarlet o'hara sob efeito da poluição aérea urbana de São Paulo*. Instituto de Botânica, Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo, 118 (tese de mestrado).
- Ferreira, M. L., Ribeiro, A. P., Albuquerque, C. R., Ferreira, A. P. 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.
- Galloway, J.N., Dentener, F.J., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Karl, D.M. 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70 (2), 153-226.
- Goldemberg, J., & Cortez, C. L. (2016). *Responsabilidade compartilhada no combate à poluição. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo*. Recuperado em: 03 Dezembro, 2016, de <http://proclima.cetesb.sp.gov.br/2016/08/03/responsabilidade-compartilhada-no-combate-a-poluicao/>
- Google Earth (2018). *Mapa de São Paulo*. Recuperado em: 22 Abril, 2018, de <https://www.google.com.br/maps/>
- Huang, W. J., Zhou, G. Y.; Liu, J. X. (2012). Nitrogen and phosphorus status and their influence on aboveground production under increasing nitrogen deposition in three successional forests. *Acta Oecologica* 44: 20-27.
- Instituto Ekos Brasil, Geoklock Consultoria e Engenharia Ambiental (2013). *Inventário de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa do Município de São Paulo de 2003 a 2009 com atualização para 2010 e 2011 nos setores Energia e Resíduos*. São Paulo: Agência Nacional de Transportes Públicos (ANTP), 1-148.
- IPCC. Intergovernmental Panel In Climate Change (1996). *Cambio del uso de la tierra y silvicultura. In: Directrices del IPCC para los inventarios de gases de efecto invernadero*, version revisada en 1996: Libro de Trabajo. v.2. 1996. p.1- 25. Recuperado em 22 Abril, 2017, de <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/pdffiles/spnch5-1.pdf>
- IPCC. Intergovernmental Panel On Climate Change (2006). *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Japão, 2006. Recuperado em 22 Abril, 2017. de <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>
- Koolman, J. & Roehm, K.H. 2005. Color Atlas of Biochemistry (Second Edition). *Thieme Stuttgart*, New York. 467.
- Kuang, F., Liu, X., Zhu, B., Shen, J., Pan, Y., Su, M., Goulding, K. 2016. Wet and dry nitrogen deposition in the central Sichuan Basin of China. *Atmospheric Environment*, 143, 39-50.

- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1-22.
- Lal, R. (2005). Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* 220, 242-258.
- Li, X.; Poon, C.; Liu, P. S. (2001). Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Applied Geochemistry*. 16 (2001) 1361-1368.
- Lopes, M.I.M.S & Kirizawa M. (2009). *Reserva Biológica de Paranapiacaba, a antiga Estação Biológica do Alto da Serra: história e visitantes ilustres*. In: MIMS Lopes, M Kirizawa & MMRF Melo (orgs.). Patrimônio da Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba: a antiga Estação Biológica do Alto da Serra. Instituto de Botânica, São Paulo, 15-37.
- Martins, A. P. G. (2009). *Cascas de árvores como biomonitorios da poluição atmosférica de origem veicular em parques urbanos da cidade de São Paulo*. São Paulo, Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo, 110 (tese de doutorado).
- Martins, S. C. (2010). *Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente latitudinal da Mata Atlântica*, Estado de São Paulo. Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 155p.
- MCTI. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (2017). *Anexo A – Gases de efeito estufa e categorias de setores/fontes*. Recuperado em: 22 Abril, 2017, de <http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/28817.html>
- Menezes, C. E. G. (2008). *Integridade de Paisagem, Manejo e Atributos do Solo no Médio Vale do Paraíba do Sul, Pinheiral-RJ*. Seropédica, Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 175 (tese de doutorado).
- Moreira, T. C. L. (2010). *Interação da poluição atmosférica e a vegetação arbórea na cidade de São Paulo*. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2010.
- Nakazato, R. K. (2014). *Caracterização de riscos à Floresta Atlântica associados à contaminação atmosférica por elementos tóxicos, no entorno de uma refinaria de petróleo, em Cubatão/São Paulo, com plantas acumuladoras*. São Paulo, Instituto de Botânica, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 84 (tese de mestrado).
- Nakazato, R. K.; Rinaldi, M. C. S.; Domingos, M. (2015). Will technological modernization for power generation at an oil refinery diminish the risks from air pollution to the Atlantic Rainforest in Cubatão, SE Brazil? *Environmental Pollution*, 196, 489-496.
- Nelson, D. L. & Cox, M. M. (2004). *Lehninger Principles of Biochemistry* (Fourth edition). W.H. Freeman, New York, USA, 1119.
- Nowak, D. J.; Noble, M. H.; Sisinni, S. M. & Dwyer, J. F. (2001). People & Trees: Assessing the US Urban Forest Resource. *Journal of Forestry*. (2001) 37-42.
- Odum, E. P. (1988). *Ecologia*. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan.

- Ren, C; Zhao, F.; Kang, D.; Yang, G.; Han, X.; Tong, X.; Feng, Y. & Ren, G. (2016). Linkages of C:N:P stoichiometry and bacterial community in soil following afforestation of former farmland. *Forest Ecology and Management* 376, 59-66.
- Ricklefs, R. E. (2013). *A economia da natureza*. Editora Guanabara Koogan. Rio de Janeiro.
- São Paulo (2013). *Inventário de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa do Município de São Paulo de 2003 a 2009 com atualização para 2010 e 2011 nos setores Energia e Resíduos*. São Paulo: Prefeitura do Município de São Paulo. 1-32.
- Scharenbroch, B. C., Lloyd, J. E., & Johnson-Maynard, J. L. (2005). Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties. *Science*, 283-296.
- Silva, L. F. (2010). Estequiometria Ecológica da Interação Trófica Consumidor – Perifíton: Uma abordagem experimental. Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 153 (tese de mestrado).
- Silva Filho, D. F.; Piveta, K. F. L.; Couto, H. T. Z. & Polizel, J. L. (2005). Indicadores de floresta urbana a partir de imagens de satélite aéreas multiespectrais e alta resolução. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, 67, 88-100.
- Vitousek, P. M.; Aber, J. D.; Howarth, R. W.; Likens, G. E.; Matson, P. A.; Schindler, D. W.; Schlesinger, W. H & Tilman, D. G. (1997). Human Alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7 (3), 737-757.
- Vitousek, P. M. (Abr., 1982). Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *American Society of Naturalists* 119 (4), 553-572.
- Vitousek, P. M. (1984). Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical ecosystems. *Ecology* 65, 285-298.

CAPÍTULO 2

VARIAÇÃO ESPACIAL DE METAIS PESADOS DENTRO E ENTRE FLORESTAS URBANAS DE SÃO PAULO, SP, SUDESTE DO BRASIL

Capítulo 2 – Variação espacial de metais pesados dentro e entre florestas urbanas de São Paulo, SP, Sudeste do Brasil

RESUMO

As florestas urbanas são os fragmentos de mata nativa de grandes centros urbanos, como é o caso de São Paulo, configurando entre as maiores cidades do mundo, sendo a maior do Brasil. Apesar de ser uma megalópole, merece destaque a expressiva presença das florestas urbanas e parques na cidade. Entretanto, já é de conhecimento geral, que os grandes centros urbanos são geradores de poluição, em consequência de emissões atmosféricas. Casos de contaminação dos compartimentos ambientais são intensificados pela expansão da mancha urbana, que diminui a quantidade de áreas verdes na cidade. A proposta deste trabalho foi quantificar em amostras de serapilheira, de quatro florestas urbanas do município de São Paulo, os teores de elementos-traços, arsênio (As), cádmio (Cd), cobre (Cu) e chumbo (Pb), comumente associados a atividades antrópicas. O estudo visa responder a hipótese de que o enriquecimento desses elementos na serapilheira está associado ao grau de influência das emissões veiculares e industriais nas áreas circundantes aos parques estudados: Alfredo Volpi, Carmo, Estadual das Fontes do Ipiranga e Trianon. Além das diferenças nas concentrações entre os parques, o estudo também avaliou o efeito de borda, em cada parque. Para tanto, no delineamento para coleta da serapilheira, a área de amostragem dentro do parque foi dividida em: borda (periferia), meio e núcleo (centro). Neste caso, a hipótese a ser confirmada era de que as serapilheiras coletadas na borda; isto é, a uma distância sob grande influência do tráfego das ruas e avenidas do entorno, apresentariam as maiores concentrações dos elementos-traços. Enquanto que as amostras coletadas no núcleo dos parques, apresentariam as menores concentrações de As, Cd, Cu e Pb. Os resultados indicaram, de maneira geral, coerência no comportamento esperado para os elementos, com o decréscimo nas concentrações dos metais e As, quanto mais afastado o ponto de coleta em relação ao eixo centro-periferia. Os dados experimentais indicaram que o efeito de borda foi mais pronunciado para nos Parque do Carmo e Trianon, em relação aos metais Cd e Cu. Os resultados de As indicaram um padrão de enriquecimento na zona intermediária de coleta de serapilheira, que sugere a influência de umidade e presença de bactérias como importante fator de retenção do metaloide, indicando a necessidade de mais estudos sobre o As. Com relação ao Pb, observou-se que houve uma variação no PEFI, indicando que pode haver uma contribuição do transporte aéreo próximo ao local. Em geral, conclui-se que quanto mais afastado do centro e com menor tempo de impacto antrópico, menores são as concentrações dos metais presentes na serapilheira.

Palavras chave: Efeitos antrópicos, serapilheira, arsênio, cádmio, cobre.

Chapter 2 - Spatial variation of heavy metals within and between urban forests of São Paulo, SP, Southeastern Brazil

ABSTRACT

The urban forests are fragments of native forest of large urban centers, as is the case of São Paulo, making it among the largest cities in the world, being the largest in Brazil. Despite being a megalopolis, it is worth mentioning the significant presence of urban forests and parks in the city. However, it is already well known that large urban centers generate pollution as a result of atmospheric emissions. Cases of contamination of the environmental compartments are intensified by the expansion of the urban spot, which reduces the amount of green areas in the city. The purpose of this study was to quantify the levels of trace elements, arsenic (As), cadmium (Cd) and copper (Cu), commonly associated with anthropogenic activities in litter samples from four urban forests in the city of São Paulo. The study aims to answer the hypothesis that the enrichment of these elements in the litter is associated to the degree of influence of the vehicular and industrial emissions in the areas surrounding the studied parks: Alfredo Volpi, Carmo, Estadual das Fontes do Ipiranga and Trianon. In addition to the differences in concentrations between parks, the study also evaluated the edge effect in each park. To do so, the sampling area within the park was divided into: edge (periphery), middle and core (center). In this case, the hypothesis to be confirmed was that the litter boxes collected at the border; that is to say, at a distance under great influence of the traffic of the streets and avenues of the surroundings, would present the greater concentrations of the elements-traces. While the samples collected in the core of the parks, would present the lowest concentrations of As, Cd and Cu. The results indicated, in a general way, coherence in the expected behavior for the elements, with the decrease in the concentrations of metals and As, the further away the collection point in relation to the center-periphery axis. The experimental data indicated that the edge effect was more pronounced in the Carmo and Trianon Park, compared to the Cd and Cu metals. The results of As indicated an enrichment pattern in the intermediate zone of litter collection, which suggests the influence of humidity and presence of bacteria as an important retention factor of the metalloid, indicating the need for further studies on As. it was observed that the farther from the center and with less time of anthropic impact, the lower the concentrations of the metals present in the litter.

Key words: Anthropic effects, litter, arsenic, cadmium, copper.

2.1 Introdução

Os solos urbanos são importantes reservatórios de organismos vivos e complexo compartimento de processos biogeoquímicos. Além de sua ampla função na manutenção da biota terrestre, os solos interferem diretamente em processos naturais que envolvam tanto a atmosfera quanto a biosfera (van Groenigen *et al.*, 2017).

Por se tratar de áreas altamente influenciadas por atividades humanas, as florestas urbanas apresentam relação muito próxima com os processos decorrentes da atmosfera, dentre os quais se destaca a deposição de contaminantes aéreos (Nowak, Hirabayashi, Doyle, McGovern & Pasher, 2018). Diversas fontes poluidoras ganham destaque nas médias e grandes cidades, porém as principais são as indústrias e a frota automotiva. Esta última é responsável por uma série de compostos químicos emitidos diariamente na troposfera, destacando-se os óxidos de nitrogênio (NO_x), o dióxido de carbono (CO₂) e grandes volumes de material particulado (MP), nos quais podem estar presentes elementos-traços, com potencial de toxicidade, como os metais pesados, os são caracterizados pelos metais cádmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), mercúrio (Hg), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn) e o metaloide arsênio (As), (Oliveira, Silveira, Magalhães & Firme, 2005). Particularmente aos humanos, a inalação de metais pesados está fortemente associada a doenças respiratórias e cardiovasculares (Dominici *et al.*, 2006; Bortey-sam *et al.*, 2018), hepáticas (Lin *et al.*, 2017) e pediátricas de uma forma geral (Zeng Xu, Boezen, & Huo, 2016).

Além disso, o estudo sobre a contaminação gerada por metais pesados apresenta particular interesse à compreensão do ecossistema, já que uma vez incorporados (adsorvidos) no material particulado, ou ainda como efluentes gasosos, podem ser transportadas pelo ar apresentando longo alcance em escala regional (Ferreira *et al.*, 2017). O transporte de espécies metálicas carregadas (cátions) pode favorecer seu depósito e acúmulo em solos florestais, contribuindo com alterações nos processos ecossistêmicos (Huang, 2008). Alguns trabalhos têm reportado forte relação entre as fontes poluidoras e níveis elevados de metais pesados na deposição atmosférica (Fujiwara *et al.*, 2011; Dadea, Russo, Tagliavini, Mimmo, & Zerbe, 2017, Ferreira *et al.*, 2017; Han *et al.*, 2018), sendo que em florestas urbanas brasileiras, os estudos como o apresentado neste trabalho ainda são poucos para a quantidade de florestas urbanas, representando a necessidade na identificação e análise de dados que tragam maiores informações para verificação dos efeitos antrópicos (Oliveira, Silveira, Magalhães & Firme, 2005; Ferreira *et al.* 2017).

Alguns estudos de biomonitoramento da qualidade do ar realizados em escala

temporal têm mostrado o inverno como a estação crítica para os elevados níveis de poluentes atmosféricos, seja pelos baixos índices de precipitação ou pela baixa dispersão dos contaminantes (Chow, Watson, Edgerton, & Vega, 2002; Ferreira *et al.*, 2017; Yongyong, Ying, Ming, & Li'an, *et al.*, 2018), sugerindo assim que esta seja uma estação fundamental em pesquisas que envolvam contaminantes aéreos.

Existem vários programas de biomonitoramento em desenvolvimento em diversos países, os quais indicam diferentes monitores biológicos que podem ser utilizados como bioindicador de poluição atmosférica, auxiliando a obtenção de dados sobre a qualidade do ar e, portanto, servindo de ferramenta para estratégias de planejamento urbano (Klumpp *et al.*, 2002; Manes *et al.*, 2016). Não existe um consenso sobre o melhor monitor biológico, o conhecimento do pesquisador sobre a espécie disponível, seu comportamento diante das características da área a ser investigada, entre outras variáveis, devem ser consideradas em estudos dessa natureza. Diversos órgãos de plantas e animais têm sido propostos para indicar os níveis de metais pesados no ambiente, dentre os quais se destacam as folhas das árvores (Norouzi, Khademi, Cano, & Acosta, 2015; Gomez-Arroyo *et al.*, 2017), as cascas de tronco de árvores (Janta *et al.*, 2016; Ferreira *et al.*, 2017; Martin, Gutiérrez, Torrijos, & Nanos, 2018) e o talo de musgos (Giampaoli *et al.*, 2015; Cardoso-Gustavson *et al.*, 2016).

Embora vital para a ciclagem de nutrientes, e conseqüentemente, para a manutenção de sistemas florestais, o efeito de metais pesados na serapilheira tem sido pouco explorado na literatura (Jonczak & Parzych; 2014), principalmente no âmbito de florestas urbanas (Ferreira *et al.*, 2017). Esta abordagem ganha ênfase ao se considerar que a atividade microbiana decompositora da matéria orgânica e a distribuição de abundância de microrganismos decompositores pode ser influenciada com o enriquecimento do metal em sua estrutura (Stankovic, S., Kalaba, P., Stankovic, A.R, 2014; Wall & Six, 2015; Manu, Băncilă, Iordache, Bodescu & Onete, 2016).

Esta alteração de processos ecossistêmicos citada é particularmente importante ao se considerar os diversos benefícios que as áreas verdes urbanas promovem para a população cotidiana. Dentre os diversos serviços ambientais, as florestas urbanas auxiliam na diminuição dos efeitos de ilhas de calor, no sequestro e ciclagem de carbono, regulação do ciclo da água, manutenção da biodiversidade e promoção de espaços de lazer (Londe, 2014; Ruschel, 2016; Elmqvist *et al.*, 2015; Rodrigues, Pasqualetto & Garção, 2017). O intenso adensamento da vegetação em bordas de parques urbanos pode propiciar a melhor qualidade do ar na área interna, servindo assim como filtro biológico. Esta forma de atenuação de contaminantes atmosféricos pode ser entendida como uma Solução Baseada na Natureza (SbN) (Manes *et*

al., 2016) devido à prestação de um serviço ecossistêmico (MEA, 2005), ou seja, uma maneira de promover o bem-estar da população nas proximidades de áreas verdes.

Fundamentando-se na importância de bioindicadores de poluição para avaliar a qualidade do ar e no papel das florestas urbanas como filtros biológicos de poluentes atmosféricos, o estudo apresenta as seguintes abordagens nas questões de pesquisa:

i) Como a presença de atividades antrópicas no entorno dos parques pode afetar o enriquecimento de As, Cd, Cu e Pb nas amostras de serapilheira?

ii) Como a variação entre as concentrações de As, Cd, Cu e Pb poderá ser evidenciada entre os parques e dentro dos parques, bem como poderá indicar que o tipo de atividade antrópica predominante na área do parque é a principal responsável pelo o acúmulo de metais na serapilheira.

Com a obtenção dos resultados experimentais, os autores esperam que os teores de As, Cd, Cu e Pb na serapilheira apresentem o seguinte padrão: as mais altas concentrações serão observadas no sentido de coleta da borda para o núcleo, nas quatro florestas urbanas de São Paulo. Este padrão de distribuição pode caracterizar o potencial de filtro biológico da vegetação de borda, uma vez que, as florestas localizadas mais ao centro da cidade, e supostamente estão sujeitas à maior intensidade de antropização, em seu entorno e, conseqüentemente, devem apresentar concentrações médias mais altas, para os metais pesados, nas áreas que delimitam as bordas.

Os resultados deste trabalho auxiliarão no entendimento do papel da serapilheira como biomonitor de metais pesados emitidos principalmente pela frota automotiva nos centros urbanos, na verificação do efeito de borda em florestas urbanas e também ajudará na proposição de planos de manejo de parques urbanos, principalmente nos limites geográficos destas áreas de proteção, bem como verificar as diferenças de concentrações encontradas entre as áreas de cada parque e entre parques, reforçando a influência dos efeitos da antropização.

2.2 Material e métodos

2.2.1 Área de estudo

As florestas urbanas, focos deste estudo, variam espacialmente no município, sendo que uma das áreas está localizada na região central e as outras três em regiões periféricas distintas da cidade, ao longo do gradiente de urbanização.

Entre os parques escolhidos para responder à pergunta do trabalho três deles são de responsabilidade da Prefeitura do Município de São Paulo (PMSP) e um sob responsabilidade do Governo do Estado de São Paulo. As autorizações para as pesquisas nos parques municipais deram-se por intermédio da Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente (SVMA) e no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) obteve-se a autorização para as pesquisas no Jardim Botânico de São Paulo.

De acordo com dados do clima, referentes ao ano de 2017, houve um total de precipitação pluviométrica de 1372,5 mm. O mês que apresentou a maior precipitação foi janeiro com 219,8 mm e o mês com menor precipitação foi agosto com 39,1 mm. Destacam-se os meses mais secos entre abril e setembro e os mais chuvosos entre janeiro e março. Os dados foram informados pelo Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo referentes à sua única Estação Meteorológica situada à Avenida Miguel Estefno, 4200, no perímetro do PEFI (Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo, 2018).

Na Figura 2.1 tem-se a região metropolitana de São Paulo e em destaque os quatro parques alvos deste estudo, que serão descritos a seguir:

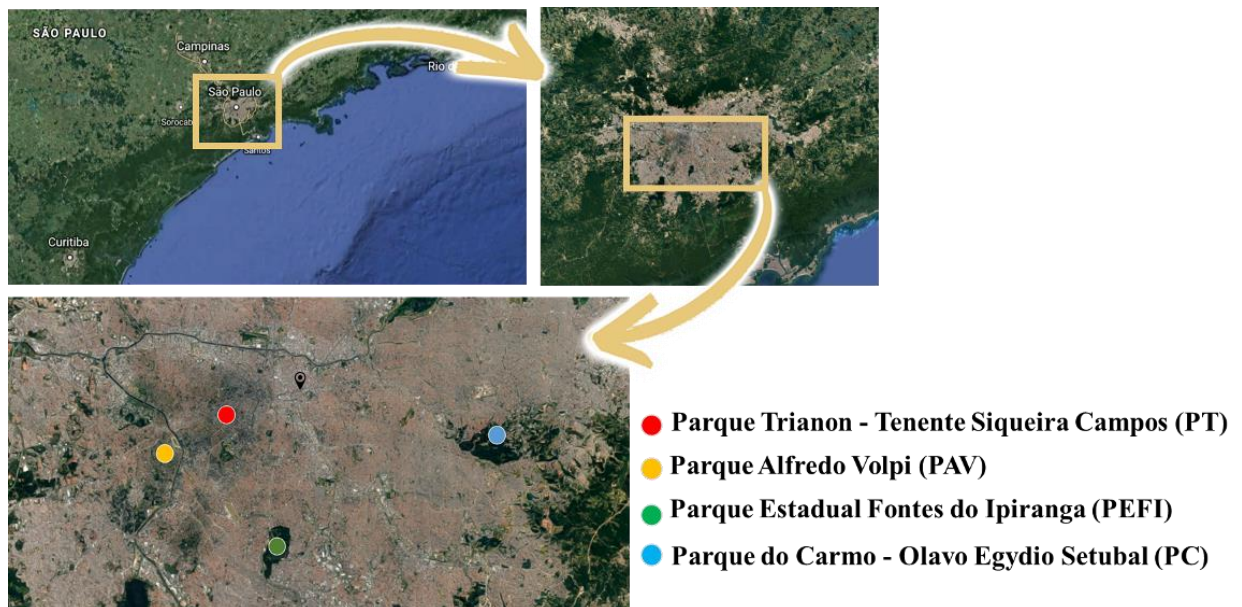


Figura 2.1 – Em sentido horário a partir da imagem superior esquerda, localiza-se a cidade de São Paulo, na figura a seguir a área de estudo e na última figura abaixo indicam-se os parques de estudo na cidade de São Paulo

Fonte: Google Earth e São Paulo (2018).

2.2.1.1 Parque Municipal Trianon - Tenente Siqueira Campos

O Parque Municipal Trianon - Tenente Siqueira Campos está localizado na área de administração da Prefeitura Regional de Pinheiros, na área centro-oeste, situado no espigão da Avenida Paulista, com leve declive na vertente sul da encosta. O parque possui área de 48.600 m², funciona diariamente das 6h às 18h. Foi incorporado ao patrimônio da cidade em 1924. Entre 1973 e 1976 as botânicas do Departamento de Áreas Verdes (DEPAVE) da PMSP Alzira M. da Rocha Cruz e Mecia C. Câmara foram destacadas para realizar o detalhamento botânico da área. O parque ocupa dois quarteirões e é dividido pela Alameda Santos, executada em trincheira, e não interfere no visual do parque devido à situação topográfica e à densidade da vegetação. Vegetação composta por remanescentes da Mata Atlântica com grande quantidade de espécies representativas das antigas matas do planalto da cidade. Possui o registro de 135 espécies arbóreas e entre as espécies de fauna estão aracnídeos e rãzinha-piadeira, anfíbio anuro endêmico da Mata Atlântica, os demais são seres alados, sendo duas de borboletas, sete de morcegos e 28 de aves. Em arquivos pesquisados, o parque é datado de 1892 (Macedo & Sakata, 2002; São Paulo, 1988).

O parque possui relevo de encosta, bosque e caminhos. Diferente dos demais parques de estudo, este não possui lago nem corpos d'água, conforme o Mapa Digital da Cidade. É formado por Mata Ombrófila Densa conforme o PMMA. O parque apresenta planialtimetria entre 805 metros na cota mais baixa e 815 metros na cota mais alta em relação ao nível do mar, conforme representa a Figura 2.2 (Macedo & Sakata, 2002; São Paulo, 2018).

No seu entorno possui vias com alto volume de tráfego, como a Avenida Paulista, Alameda Santos e Alameda Jaú, tendo grande concentração de helipontos em seu entorno, de acordo com dados do Departamento de Controle do Espaço Aéreo (DCEA, 2018).

Neste parque, a área de coleta se inicia na etapa A do gradiente que fica próximo à entrada principal (Avenida Paulista), próximo do gradil do parque. A etapa B na parte interna e a etapa C no núcleo da segunda parte do parque, que é cortado pela Alameda Santos, conforme Figura 2.2 que, no destaque, apresenta a imagem da entrada pela Avenida Paulista.

2.2.1.2 Parque Municipal Alfredo Volpi

Neste parque, a área de coleta se localiza à direita de quem acessa a entrada principal (Avenida Engenheiro Oscar Americano, 480) cruzando o estacionamento e subindo a trilha que se inicia paralela à avenida da entrada.

O parque Alfredo Volpi é composto de Mata Ombrófila Densa em toda sua extensão, conforme o Plano Municipal da Mata Atlântica (PMMA). Tem em sua configuração relevos acentuados, bosque, lago, riacho, rede de caminhos e recantos sinuosos. Foi implantado em 1966 em área de nascentes, com águas contidas em pequenos reservatórios, com área total 142.432 m². O parque apresenta planialtimetria entre 730 metros na cota mais baixa e 785 metros na cota mais alta em relação ao nível do mar, conforme representa a Figura 2.2 (Macedo & Sakata, 2002; São Paulo, 2018).

No seu entorno possui vias com alto volume de tráfego, como a Rua Engenheiro Oscar Americano e a Avenida Morumbi, tendo helipontos em seu entorno e sendo próximo do cone de aproximação e decolagem do aeroporto de São Paulo/Congonhas, de acordo com DCEA (2018).

Na Figura 2.2 a localização das três etapas deste gradiente onde foram realizadas as coletas, sendo etapa A mais próxima do gradil do parque na avenida, etapa B na parte interna e a etapa C no núcleo da área verde e, conforme em destaque a imagem da entrada do parque.

2.2.1.3 Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI)

O PEFI também é conhecido por Parque do Estado e em sua área estão localizados o Jardim Zoológico de São Paulo, a Estação Meteorológica do Instituto do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências da Atmosféricas da Universidade de São Paulo, o Zôo Safari, O Expo São Paulo, Centro Paralímpico Brasileiro, Centro de Atenção Integrada de Saúde Mental “Doutor David Capistrano da Costa Filho” da Água Funda (CAISM da Água Funda), o Instituto de Botânica e o Jardim Botânico de São Paulo. Neste estudo é considerada apenas a área do Jardim Botânico do PEFI. Possui relevo ondulado, lagos, riacho, bosque, gramados, caminhos, espaços temáticos e construções históricas. É nele que nasce o riacho que forma o rio Ipiranga, que passa pelo Jardim da Independência. É formado de Bosques Heterogêneo e Mata Ombrófila Densa, conforme o PMMA. O parque apresenta planialtimetria entre 760 metros na cota mais baixa e 825 metros na cota mais alta em relação ao nível do mar, conforme representa a Figura 2.2 (ALESP, 2011; Macedo & Sakata, 2002; São Paulo, 2018).

No seu entorno possui vias com alto volume de tráfego, como a Avenida Miguel Estefno, a Avenida do Cursino e a Rodovia dos Imigrantes, não possui helipontos em seu entorno, mas está inserido no cone de aproximação e decolagem do aeroporto de São

Paulo/Congonhas, de acordo com DCEA (2018).

No Jardim Botânico as coletas foram localizadas em gradientes conforme mostra a Figura 2.2, onde a etapa A do gradiente do parque está na borda, a 5 metros da Alameda Von Martius, via interna que segue em sentido paralelo à Avenida Miguel Estefno após área descampada com lagos. Em seguida, a etapa B que está na parte interna a 40 metros da etapa A e a etapa C se localiza no fundo do parque, pois a mata é interrompida pelos prédios que compõem o Instituto de Botânica (área construída) e deseja-se obter nesta última etapa dados de uma área mais distante da borda do parque.

2.2.1.4 Parque Municipal do Carmo - Olavo Egydio Setúbal

O parque do Carmo é composto por bosques heterogêneos e mata ombrófila densa, conforme o PMMA. Possui características semelhantes ao parque Alfredo Volpi, com relevo ondulado, gramados, lagos, riacho, rede de caminhos e recantos sinuosos, possuindo matas com espécies de características singulares, como a grande presença de espécie de eucalipto. É parte do loteamento da Fazenda do Carmo em que 1.500.359 m² foram destinados para área verde e, em 1976, foram transformados em parque. Conta também com 1500 cerejeiras, um referencial deste parque em relação aos outros do município. O parque apresenta planialtimetria entre 775 metros na cota mais baixa e 855 metros na cota mais alta em relação ao nível do mar, conforme representa a Figura 2.2 (Macedo & Sakata, 2002; São Paulo, 2018).

No seu entorno possui vias com alto volume de tráfego, como a Avenida Afonso de Sampaio e Sousa, a Avenida Aricanduva e a Avenida Jacu Pêssego, não possui helipontos em seu entorno, nem está inserido em cones de aproximação e decolagem dos aeroportos da cidade de São Paulo, conforme DCEA (2018).

Neste parque, a área de coleta se localiza à direita de quem acessa a entrada principal (Avenida Afonso de Sampaio e Souza, 951) seguindo a trilha que se inicia paralela à avenida da entrada. Na a localização das três etapas deste gradiente onde foram realizadas as coletas, sendo etapa A mais próxima do gradil do parque na avenida, etapa B na parte interna e a etapa C no núcleo da área verde, conforme Figura 2.2.

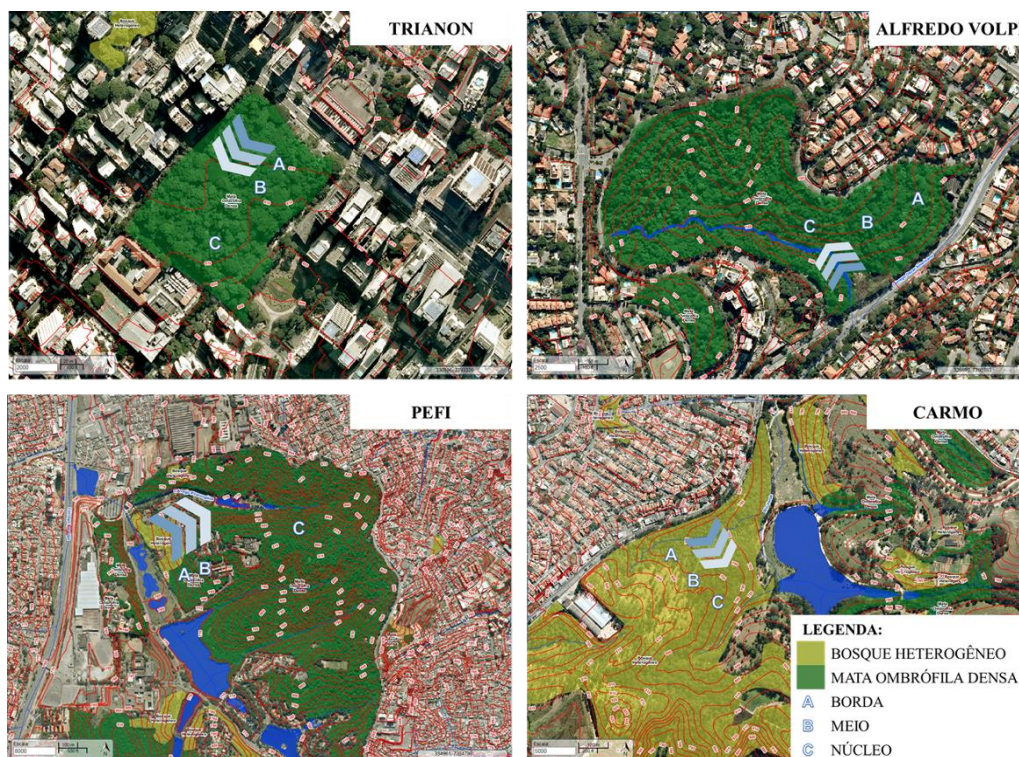


Figura 2.2 – Relevo, hidrografia, tipo de vegetação e áreas de coletas nos parques
Fonte: Adaptado de Google Maps, São Paulo (2018).

Os quatro parques são considerados patrimônios ambientais pelo Decreto do Estado de São Paulo 30.443 de 1989, artigo 2º, imunes de corte, em razão de sua localização e por serem considerados integrantes da vegetação significativa do Município de São Paulo (São Paulo, 1988; ALESP, 1989).

2.3 Coleta de serapilheira

Em cada parque foram coletadas 21 amostras de serapilheira, em um mês da estação seca (Julho de 2017), seguindo um gradiente sentido borda-núcleo da floresta urbana, sendo coletadas sete amostras para cada local do fragmento. O espaço definido como borda é o trecho de vai até 30 metros do limite da floresta (margem com a calçada) para dentro da área verde; interior/meio é considerado o trecho do final dos 30 metros da borda até os 100 do limite da floresta; e núcleo é todo o trecho que se encontra em 100 ou mais metros do limite da floresta urbana, levando-se em conta para esta definição estudos prévios em florestas na região Amazônica e considerações acerca de bibliografias existentes (Laurance, Ferreira, Rankin-de Merona & Laurance., 1998; Castro, 2008).

Para destacar a influência e facilitar sua visualização no conjunto de dados de

serapilheira, as figuras apresentarão resultados para as amostras coletadas até 30 m (onde espera-se observar o efeito de borda mais marcante) para o interior do parque; área intermediária (a partir dos 30 m, distância na qual o efeito de borda pode não ser tão significativo) e núcleo, que inclui as distância que ultrapassam os 30 m adentro do parque, uma vez que nas florestas estudadas, a definição de 100 m para delimitar o núcleo (Laurance, Ferreira, Rankin-de Merona & Laurance., 1998), não seria possível em todos os parques. É oportuno deixar claro, que existem efetivamente duas zonas bem definidas, para a coleta das amostras: a borda e o núcleo do parque, as quais devem apresentar, em termos da parâmetros físico-químicos (como umidade, luminosidade, temperatura, concentração de carbono, entre outros) características bem distintas entre si, o que provavelmente terá influência nos resultados obtidos para as análises químicas.

Para a coleta do material decíduo foi utilizado um molde vazado (25 cm x 25 cm), o qual foi jogado aleatoriamente no solo da floresta, seguindo o método já descrito em Ferreira *et al.* (2017). No local em que o gabarito caiu foi cortada, com a ajuda de uma faca, a serapilheira rente ao gabarito, com a finalidade de retirar exatamente o material de dentro daquele molde, conforme Figura 2.3A. A retirada da serapilheira deu-se até a camada do solo, preservando-o, conforme Figura 2.3B. Caso o gabarito contornasse alguma vegetação viva esta foi ignorada na retirada, preservando-a, pois a finalidade foi a coleta do material depositado.

A metodologia de coleta e análise em serapilheira segue como as utilizadas nos trabalhos de Li *et al.* (2001), Amazonas (2010), Martins (2010), Boccuzzi (2017) e Ferreira *et al.* (2017).

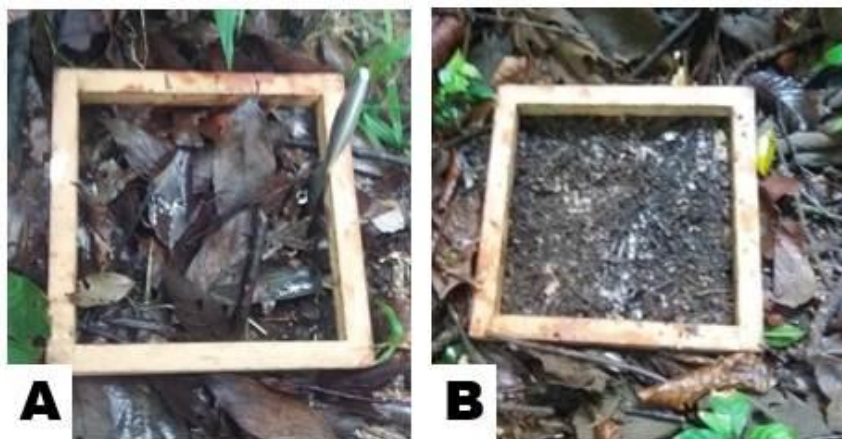


Figura 2.3 – Processo de coleta de amostras de serapilheira. A - Corte da serapilheira na margem da moldura e B - Serapilheira retirada com solo preservado.

Fonte: Acervo do autor (2017).

Após a coleta, a serapilheira foi acondicionada em sacos de papel tipo de pão, devidamente identificados e enviados para laboratório para preparação, ensaios e análise.

2.4 Análise do material coletado

As amostras de serapilheira foram encaminhadas para o laboratório da Universidade Nove de Julho (UNINOVE), campus Santo Amaro, onde foram colocadas em uma estufa de ventilação forçada por uma semana para a secagem à temperatura não superior de 40°C. Depois de secas, as amostras foram organizadas pela numeração de coleta em cada, a fim de manter a rastreabilidade dos dados. Em seguida, o material foi moído em moinho de facas e peneirada e malha de 0,25 mm (Figura 2.4).

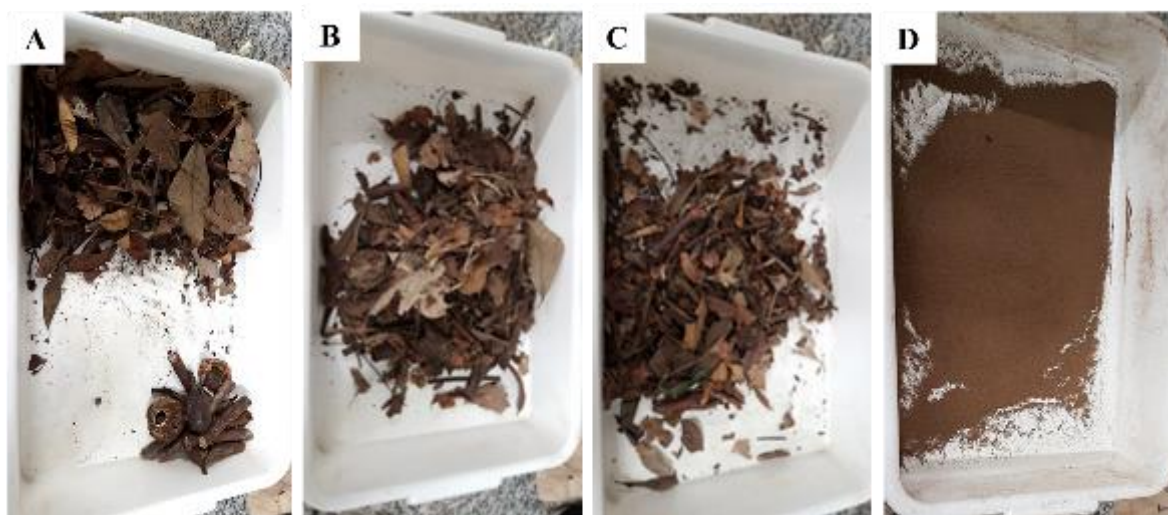


Figura 2.4 – Processo de moagem das amostras de serapilheira após secagem. A – Separação de galhos grossos e frutos. B - Amostra sem eventuais galhos e frutos para moagem. C – Quebra manual do material para melhor passagem em moinho de facas. D – Amostra moída e peneirada.

Fonte: Acervo do autor, 2017.

Cada “pool” de amostra, contendo cerca 20 gramas, com o material sólido homogêneo, foi devidamente identificado e encaminhado para as determinações dos metais pesados (As, Cd e Cu) no Centro do Reator de Pesquisa do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (CRPq-IPEN), em São Paulo - SP. O tratamento químico aplicado para a dissolução das amostras foi adaptado de Ferreira *et al* (2017).

Sucintamente, o método utiliza 0,3 gramas de amostra. A esta massa, adicionam-se 4 mL de ácido nítrico e 1 mL de ácido fluorídrico para facilitar a dissolução de tecidos fibrosos, ricos em silício e que formam coloides, aprisionando os metais. Para a quebra efetiva desses coloides, a digestão da amostra exige tratamento térmico energético; neste caso, a abertura das

amostras foi realizada em equipamento micro-ondas Mars6-CEM (Figura 2.5A), com alta pressão e temperatura. As soluções resultantes do processo eram límpidas e homogêneas, permitindo que fossem realizadas as medições das concentrações de As, Cd, Cu e Pb no Espectrômetro de Absorção Atômica, *AAnalyst 800* da *Perkin-Elmer* (Figura 2.5B).

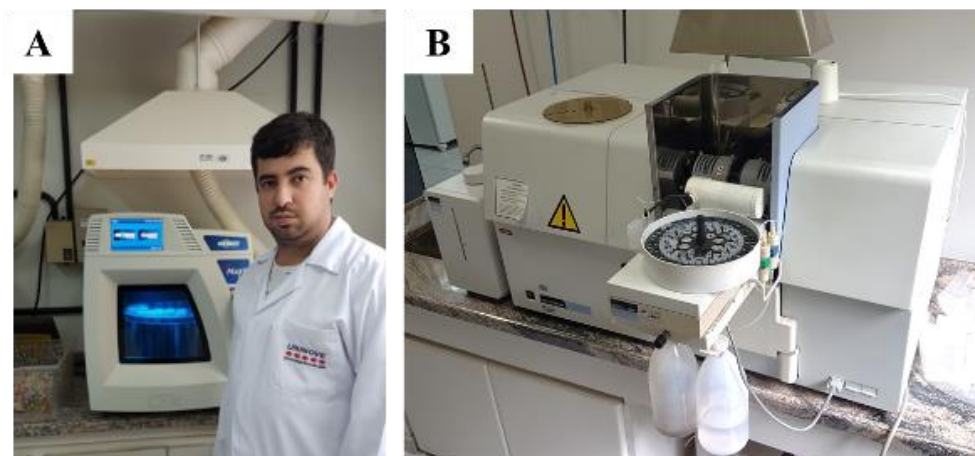


Figura 2.5 – Ensaio de teores de metais em amostras de serapilheira. A - Digestor com micro-ondas em sistema fechado, equipamento Mars 6-CEM. B - Espectrômetro de Absorção Atômica – Perkin Elmer.
Fonte: Acervo pessoal (2018).

2.5 Análise estatística

Para testar a variação das concentrações de metais pesados dentro de cada floresta e ao longo das áreas de estudo foi realizada ANOVA (*two way*), seguida pelo teste de Tukey, considerando $\alpha < 5\%$. Em seguida, a fim de avaliar se o a área dentro da floresta (borda, interior e núcleo) delimitada para a coleta da serapilheira poderia ser preponderante à ordenação dos dados, mais do que a localização da floresta urbana na cidade, realizou-se uma análise de ordenação multidimensional não métrica (NMDS), tendo como variáveis independentes as áreas delimitadas no interior do parque (borda, interior e núcleo) e a localização das florestas na cidade de São Paulo. Como variáveis dependentes, foram consideradas as concentrações médias de As, Cd, Cu e Pb. Para a análise utilizou-se o índice de distância de Bray-Curtis, uma proporção de similaridade ou dissimilaridade (distância) na abundância das espécies químicas. Considerou-se stress satisfatório abaixo de 0,20. A inferência desta ordenação foi alcançada por Análise de Similaridade (ANOSIM).

2.6 Resultados e discussão

O conjunto de dados obtidos experimentalmente na análise de As, Cd, Cu e Pb apresentou comportamentos distintos entre os elementos, com as mais altas concentrações sendo observadas para o Cu e as menores para Cd. Nos quatro parques estudados, de maneira geral, observou-se tendência de as maiores concentrações dos elementos serem obtidas nas amostras coletadas nas bordas das florestas estudadas. Também, para Cd e Cu, foi possível verificar que a influência antrópica no entorno de cada parque, principalmente devido ao tráfego veicular, é um parâmetro preponderante para o enriquecimento dos metais na serapilheira. Os resultados referentes ao intervalo de concentração obtido para As, Cd, Cu e Pb, nas áreas de estudo, a média e mediana do conjunto de dados são indicados na Tabela 1.

Tabela 1 - Concentrações de metais pesados (intervalo, média e mediana) obtidas para as amostras de serapilheira, em mg kg^{-1} , para as diferentes florestas urbanas.

Floresta Urbana		<i>Cd</i> (mg kg^{-1})	<i>Cu</i> (mg kg^{-1})	<i>As</i> (mg kg^{-1})	<i>Pb</i> (mg kg^{-1})
PT	<i>Intervalo</i>	0,2 – 1,2	41 – 91	2 – 420	7 – 54
	<i>Média</i>	0,7	60	46	28
	<i>Mediana</i>	0,8	61	6	25
PAV	<i>Intervalo</i>	0,3 – 1,6	28 – 57	2 – 517	3 – 41
	<i>Média</i>	1,0	41	53	20
	<i>Mediana</i>	0,9	41	4	19
PEFI	<i>Intervalo</i>	0,1 – 1,8	23 – 58	1 – 266	5 – 47
	<i>Média</i>	0,9	36	39	22
	<i>Mediana</i>	0,8	34	3	22
PC	<i>Intervalo</i>	0,2 – 0,9	22 – 45	0,1 – 62	3 – 10
	<i>Média</i>	0,6	32	7	7
	<i>Mediana</i>	0,5	30	1	7

Embora os teores na serapilheira apontem a sutil variabilidade do enriquecimento, para Cd, Cu e Pb; essa variação se deve à localização do ponto de coleta, que obedeceu, na maioria das amostras, o protocolo borda, meio e núcleo. Assim; as concentrações menores deveriam estar associadas a maior distância de coleta, em relação à presença de avenidas com tráfego intenso. A constância observada para média e mediana de Cd, Cu e Pb, nas quatro florestas, também reforça que a principal fonte desses metais para a atmosfera é a emissão veicular (Ribeiro *et al.*, 2012a; Ribeiro *et al.*, 2012b; Figueiredo e Ribeiro, 2015). O comportamento discrepante do As será tratado ao longo da discussão, bem como o comportamento discrepante do Pb no PEFI.

Na Figura 2.6A pode-se observar a distribuição das concentrações de Cd,

considerando as delimitações de coleta dentro dos parques. O gráfico (Figura 2.6A) facilita a visualização da tendência de maiores concentrações nas bordas, sendo que o PAV apresentou concentrações ligeiramente mais altas de Cd, seguido do PEFI. As concentrações mais baixas desse metal foram observadas nas amostras do PC. Em relação ao Cu (Figura 2.6C), apenas o PT apresentou concentrações relativamente maiores que os demais parques.

Para o Pb, as maiores concentrações foram verificadas no PT e as menores no PC. É perceptível no PT, PAV e PC o efeito de borda nas florestas urbanas, menos para o PEFI, que apresentou maiores valores nas parcelas do meio, seguidas pelo núcleo e borda. Esta variação pode ser devida este parque estar situado no cone de decolagem e aterrissagem do aeroporto de São Paulo/Congonhas.

No caso do As, observou-se uma tendência de as maiores concentrações serem observadas nas amostras coletadas na área referente ao meio dos parques. Esse comportamento atípico, pode estar associado às propriedades químicas do As e sua sensibilidade à variações microclimáticas, presença de matéria orgânica e solo argiloso (Henke, 2009).

Dessa forma, das 84 amostras de serapilheira analisadas, cerca de 20 amostras apresentaram teores de As variando entre 34 a 516 mg kg⁻¹, normalmente para as amostras coletadas mais no interior do parque, em distâncias que ultrapassaram a delimitação das bordas. No entanto, a retirada dos valores anômalos, no conjunto de dados, faz com que o As apresente concentrações significativamente mais baixas, com intervalo de 0,1 a 10,9 mg kg⁻¹. Embora a legislação brasileira não faça referência aos limites de concentração para As e metais no ar atmosférico; para fins de indicação de referência de qualidade de solos, a Resolução Conama nº 460/2013 (MMA, 2013) define que teores de As menores que 15 mg kg⁻¹, não oferecem risco à biota, caracterizando o solo como Classe I. Da mesma forma que o Cu, os teores de As foram discretamente mais altos no PT (Figura 2.6C); obviamente, sem considerar os valores anômalos de As. No entanto, mais do que para Cd, estudos sobre emissões atmosféricas de As e suas fontes principais são bastante escassos. Ribeiro *et al* (2012a) tentando identificar os chamados “elementos relacionados ao tráfego” em solos de importantes avenidas de São Paulo, não conseguiram associar o As às fontes veiculares. Uma revisão sobre pesquisas que investigaram a composição química de dispositivos veiculares (não associados ao sistema de exaustão) relatou que a presença do As em poeira de estrada, provavelmente, está associada à presença do metaloide no solo natural e não a um componente específico do sistema de frenagem do veículo (Thorpe e Harrison, 2008).

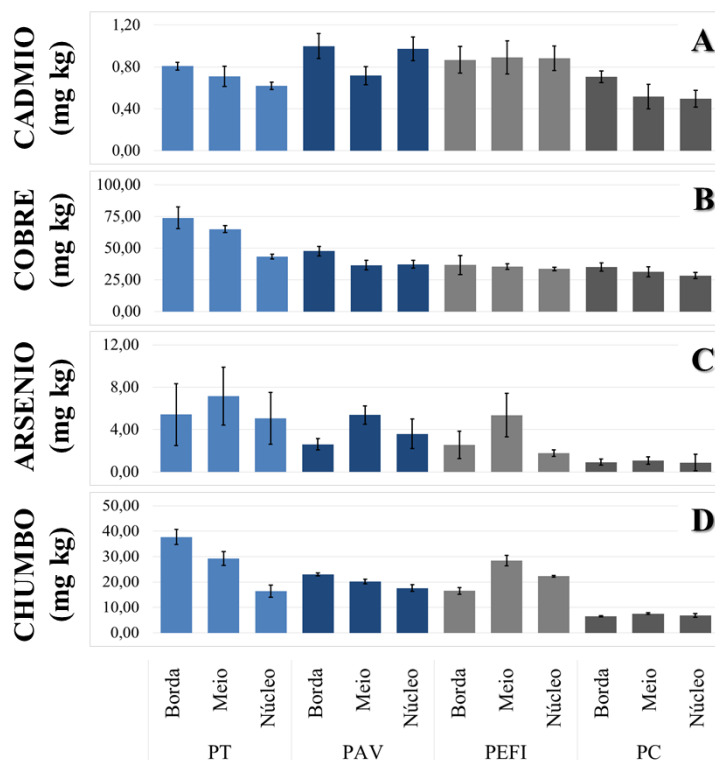


Figura 2.6 – Concentrações dos metais pesados em cada floresta urbana e com relação às áreas de estudo em cada parque (borda, meio e núcleo). A – Resultados de concentração de cádmio. B – Resultado de concentração de cobre. C – Resultado de concentração de arsênio. D – Resultado de concentração de chumbo.

Fonte: Acervo pessoal (2018).

A Região Metropolitana da São Paulo (RMSP) possui cerca de 20 milhões de habitantes e uma frota de mais de 8,5 milhões de veículos, os quais circulam diariamente na RMSP. De acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), as emissões dos sistemas de exaustão dos veículos, como o material particulado, formado com a poeira das avenidas, são as principais fontes de poluentes para o ar atmosférico. Uma estimativa da agência indicou que das 4,46 mil toneladas de material particulado liberadas por ano na RMSP, 50% tem origem na frota veicular (CETESB, 2013).

Os metais pesados provenientes da frota veicular podem representar grande preocupação para a qualidade ambiental e saúde pública, pois seu potencial de toxicidade e contaminação compromete o funcionamento dos ecossistemas, nos solos, água e ar (Adamiec *et al.*, 2016)

Em relação às emissões do sistema de exaustão, estudos indicam concentrações maiores (mais que o dobro) de metais pesados em poeiras de autoestrada, quando comparadas às concentrações medidas em poeiras no entorno de rotatórias e pedágios. Isso se deve às condições em que o condutor atinge altas velocidades, acima de 80 km/h, mas necessita acionar frequentemente o mecanismo de frenagem, às vezes de forma abrupta. Ainda,

dependendo das condições da superfície da autoestrada, a qualidade dos pneus também é prejudicada (Duong & Lee, 2011). No entanto, as contribuições de material particulado rico em metais pesados são mais evidentes com o desgaste de dispositivos do veículo, padrão muito comum em situações frequentes de congestionamento, com estilo de direção para-anda e médias de velocidade com grande variação, ao longo do dia (Figueiredo & Ribeiro, 2015).

Para responder aos questionamentos levantados, em relação à contribuição veicular para o enriquecimento de metais pesados, em cada parque deste estudo, o conjunto de dados foi tratado estatisticamente por meio da ANOVA (*two way*), seguida pelo teste de Tukey, considerando alfa < 5%, conforme destacado na Figura 2.7.

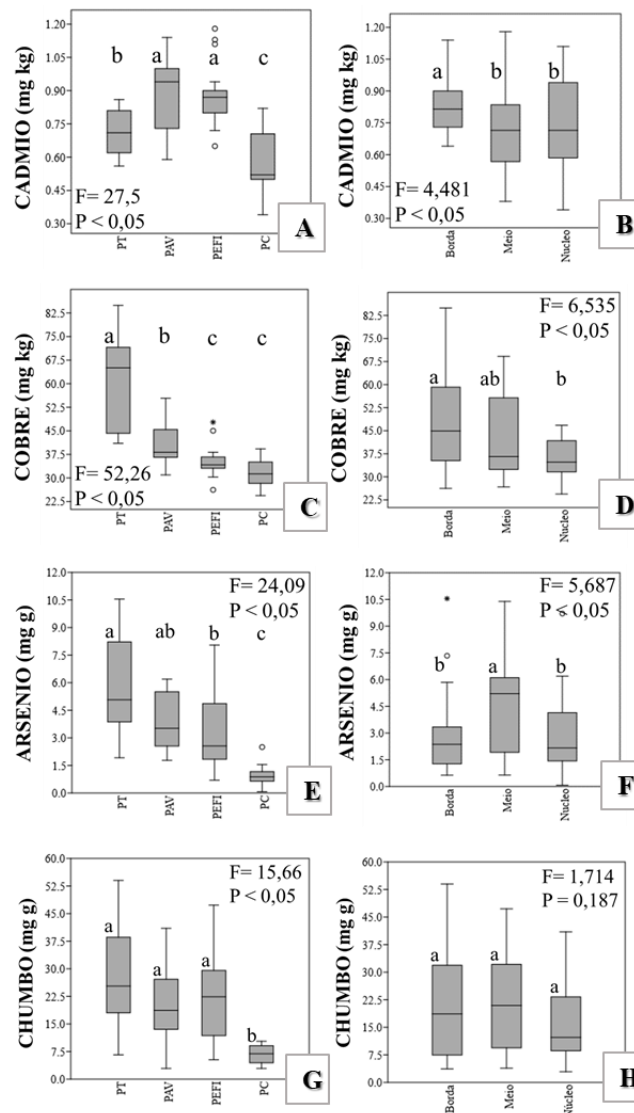


Figura 2.7 – ANOVA das concentrações médias de cádmio, cobre, arsênio e chumbo, sendo os pontos *outliers*. A, C, E e G representam a relação de parques por metais pesquisados e B, D, F e H as médias dos valores das áreas dos parques por metais pesquisados.

Fonte: Acervo pessoal (2018).

Conforme verificado na Tabela 1 e na Figura 2.6A, para o Cd, as mais altas concentrações foram encontradas nas bordas dos parques. A ANOVA também confirma que o metal está mais enriquecido nas amostras do PAV e PEFI. No entanto, apesar de a ANOVA indicar diferenças entre as amostras do PT e PC, e estas serem diferentes das coletadas no PAV e PEFI (os níveis de Cd nesses dois parques não são estatisticamente diferentes, $p > 0,05$), as concentrações do metal nas serapilheiras são consideradas muito baixas, variando de 0,1 a 1,8 mg kg⁻¹; sendo que a média e mediana (considerando as 84 amostras) coincidem em 0,8 mg kg⁻¹.

O Cd associado ao tráfego é proveniente da deterioração de dispositivos do veículo. O material liberado com desgaste dos pneus apresenta concentrações significativas de Zn (na forma de óxido de zinco - ZnO) que é lixiviado com o escoamento de águas pluviais. O ZnO é utilizado como ativador da vulcanização do pneu e, normalmente, recebe aditivos de metais como Cd e Pb que ficam incorporados na borracha dos pneus. O metal também é usado em concentrações muito baixas nos revestimentos contra corrosão dos sistemas de frenagem (Thorpe e Harrison, 2008). Os trabalhos que quantificam Cd em estudos de qualidade do ar em diferentes matrizes ambientais e também serapilheira, apontam concentrações na mesma ordem de grandeza observadas nas Florestas Urbanas de São Paulo (Tabela 2).

Tabela 2 - Comparação de intervalos de concentração para os metais pesados, em estudos sobre poluição atmosférica e sua relação com fontes veiculares.

Componente/Matriz	Intervalo de Concentração (mg kg ⁻¹)			
	Cd	Cu	As*	Pb
^a Serapilheira	0,10 – 1,80	22,1 – 90,8	0,07 – 516,7	2,9 – 54,0
^b Serapilheira: Floresta Periurbana (Guarapiranga, São Paulo – SP)	0,30 – 0,80	17,4 – 27,5	nd	-
^b Serapilheira: Floresta Periurbana (Curucutu, Serra do Mar – SP)	0,10 – 0,50	9,1 – 18,0	nd	-
^c PM ₁₀ Bonsucesso - Rio de Janeiro - RJ	0,44 – 1,80	40,0 – 84,2	nd	12,7 – 66,1
^c PM ₁₀ Centro - Rio de Janeiro - RJ	0,14 – 1,30	199,0 – 381,0	nd	2,3 – 22,1
^c PM ₁₀ Copacabana - Rio de Janeiro - RJ	0,33 – 2,10	40,2 – 146,0	nd	4,0 – 51,9
^c PM ₁₀ Nova Iguaçu - Baixada Fluminense - RJ	2,30 – 28,80	233 - 962	nd	38,7 – 94,6
^c PM ₁₀ Sumaré - Baixada Fluminense - RJ	0,16 – 0,84	70,7 – 124,0	nd	4,3 – 23,5
^d Revestimento anticorrosivo dos freios	< 1 – 41,40	11,0 – 234.000,0	nd	1,3 – 119.000,0
^d Fragmentos (poeira) de revestimento anticorrosivo dos freios	< 0,06 – 2,60	70,0 – 39.4000,0	< 2 – 18	4 – 1290,0
^d Fragmentos (poeira) desgaste da superfície dos pneus	< 0,05 – 2,60	< 1 – 490,0	< 2 – 11	-

*nd – não determinado; ^aEste estudo; ^bFerreira *et al*, 2017; ^cSilva *et al*, 2008; ^dThorpe e Harrison, 2008.

Portanto, mesmo com as sutis diferenças de concentrações, a ANOVA permitiu observar que o Cd é mais enriquecido nas bordas dos parques; ou seja, a frota veicular, ainda que com baixa contribuição, deve ser a fonte mais importante deste metal na contaminação atmosférica.

Verifica-se na Tabela 2 que a comparação dos teores de Cd nas serapilheiras estão concordantes com os níveis do metal em amostras de serapilheiras de florestas periurbanas e da Serra do Mar (Ferreira *et al.*, 2017) e em filtros utilizados em métodos convencionais para avaliação da qualidade do ar atmosférico (Silva *et al.*, 2008). Os níveis também estão na mesma ordem de grandeza que os encontrados em fragmentos (poeira) dos principais componentes dos carros: freios e pneus (Thorpe e Harrison, 2008). Esses dados corroboram as informações levantadas nas quatro florestas urbanas investigadas no presente estudo.

O valor significativamente mais altos encontrado em PM₁₀ (28,8 mg kg⁻¹ para Cd) refere-se às contribuições industriais verificadas no Distritos de Nova Iguaçu, RJ. Segundo os autores, nessa rede de monitoramento a contribuição industrial é preponderante às emissões veiculares; o que justificaria a grande amplitude de concentrações observadas, não somente para Cd, mas também para Cu, em Nova Iguaçu (Silva *et al.*, 2008).

Segundo Thorpe e Harrison (2008), exceto pelo Cu e antimônio (Sb), cuja origem está muito bem associada aos revestimentos dos sistemas de freios e ao pó liberado durante as manobras de frenagem, a identificação inequívoca de outros componentes inorgânicos na estrutura veicular é uma tarefa desafiante, pois há de se considerar a falta de alternativas para rastreabilidade desses dispositivos e avaliar as possíveis interações (ou reações) entre as fontes antes do processo de emissão.

Estudos com enfoque nas emissões dos escapamentos indicaram que as reações de queima de combustível não contribuem significativamente para o enriquecimento de metais pesados (Sternbeck, Sjodin & Andreasson, 2002; Weckwerth, 2001). Por outro lado, a poeira gerada durante o funcionamento do veículo apresenta composição que inclui diversas partes do automóvel, devido ao desgaste ou ruptura de sistemas: pneus, discos e pastilhas de freios, discos de embreagem, deterioração do catalisador, ressuspensão de poeira da estrada. Uma fração dessa poeira também deve ter origem natural, proveniente da deposição dos solos transportados pelos ventos, isso justificaria, por exemplo, teores de As na mesma ordem de grandeza que encontrado em solos considerados limpos (Resolução Conama n° 260/2013). É importante considerar que a mistura da poeira em estradas e avenidas apresenta uma composição química bem heterogênea, com substâncias inorgânicas advindas, principalmente,

da frota veicular (Adamiec *et al.*, 2016).

Em áreas com intensa densidade de veículos, os contaminantes do ar atmosférico têm origem típica de fontes abrasivas do sistema automotivo, como o desgaste dos pneus e dos freios. Estas fontes de poluição atmosférica oriundas do tráfego, são preponderantes às demais, como exemplo, as industriais. Segundo Chan e Stachowiak (2004), os revestimentos anticorrosivos do sistema de frenagem apresentam uma liga metálica de fibras de aço e fibras de Cu. Com o passar do tempo, à medida que vai sendo acionado o mecanismo de frenagem, o atrito dos discos e pastilhas de freio libera uma camada delgada de fragmentos, denominada filmes de transparência, que contém uma gama de metais (componentes do carro e aditivos de óleos lubrificantes). O metal Cu e outros (Ba, Cr, Fe, Sn, Zn...) são os mais abundantes nos detritos de frenagem (Kennedy e Gadd, 2003). Estudos prévios sobre rastreabilidade dos componentes encontrados em poeira de avenidas e estradas, indicaram significativa variabilidade de níveis de Cu, principalmente nos revestimentos dos freios e pneus (Tabela 2).

Em relação às florestas urbanas de São Paulo, é importante na análise dos dados, levar em consideração as características das avenidas que contornam as bordas. O estilo do tráfego veicular (alta velocidade; velocidade constante ou estilo para-anda), bem como as condições da superfície da avenida ou rodovia (Figueiredo & Ribeiro, 2015; Duong e Lee, 2011) são parâmetros muito importantes para acúmulos de metais em poeiras depositadas nas áreas de bordas. Sob tal perspectiva, para Cu e Pb as mais altas concentrações eram esperadas no PT, visto que está localizado na região central da cidade, sendo que a Avenida Paulista circunda a região de borda do parque, com uma importante singularidade que se refere à presença de faixas de ônibus.

Portanto, ainda que o congestionamento de veículos leves não predomine durante todo o dia naquele local, o estilo de tráfego predominante é o para-anda para o transporte de passageiros, com a velocidade dos ônibus não ultrapassando 30 a 40 km/hora, mas com frequentes frenagens bruscas, o que resulta em ressuspensão da poeira da avenida, maior desgaste da borracha dos pneus (que contém ligas de cobre e aço, em sua composição) e liberação de fragmentos de pastilhas e discos, dos sistemas de embreagem e frenagem. Assim como ocorreu com o Cd, o padrão esperado para o conjunto de dados de Cu fica evidenciado na Figura 2.6B, e na ANOVA (Figura 2.7C).

A singularidade no comportamento do As, como já mencionado, pode ser devido a sua origem na fração de poeira constituída de solo natural, visto que seus teores nas 64 amostras de serapilheira (desconsiderando as 20 amostras com níveis anômalos) concordam com os valores de referência de qualidade ($< 15 \text{ mg kg}^{-1}$), estabelecidos pela Resolução

CONAMA n° 460/2013.

Embora não se possa afirmar inequivocamente, também as mais altas concentrações de As foram observadas no PT, o que novamente destaca que o estilo de tráfego predominante no entorno do parque, favorece a ressuspensão da poeira na Avenida Paulista (Figuras 2.6C e 2.7E). Porém, uma importante peculiaridade do elemento se deve ao fato de suas maiores concentrações (aqui considerando os 84 resultados) serem observadas na área intermediária de coleta. Assim, a ANOVA (*two way*), com o teste de Tukey *a posteriori*, revelou que os teores de As para as amostras intermediárias são mais altos e estatisticamente diferentes que os níveis obtidos para as amostras de borda e núcleo (Figura 2.7F).

As condições do meio ambiente, como a presença de Fe, o pH e as condições redox (Eh) podem influenciar o teor de arsênio dissolvido (na forma oxi-hidroxi de ferro) na água que percola solos e sedimentos, ou compostos coprecipitados na forma de sulfetos (Henke, 2009). A formação de espécies de As^{3+} durante estações chuvosas, ou áreas com muita umidade pode estar associada à maior densidade, em tais ambientes, de bactérias (como *Acidithiobacillus ferrooxidans*) capazes de oxidar o Fe^{2+} , mas que não afetam a forma As^{3+} . No caso de períodos de seca, a formação de As^{5+} pode estar associada às reações de oxidação abiótica e biótica devido à presença de *Thiomonas* sp (Morin *et al.*, 2003).

Em relação à presença de matéria orgânica (MO), normalmente, esta apresenta áreas superficiais bem disponíveis para formar complexos de arsênio. Os complexos de As com a MO apresentam alta mobilidade, inibindo processos de sorção de As nas superfícies minerais dos solos (na forma de hematita ou goetita, que são óxidos de ferro). Por outro lado, na presença de solos lamosos, a presença da MO facilita a formação de complexos estáveis de As, que ficam retidos na superfícies de argilas, quartzo ou óxidos de metal hidratados (Seal, Hammarstrom, Foley & Alpers, 2002).

Já em situações de pH quase neutro, a MO (ácido húmico) vai controlar a sorção de arsênio. Nesse pH, a MO pode catalisar a dissolução de minerais que contêm As, promovendo a sua liberação no ambiente (Hanke, 2009).

Os estudos citados indicam; portanto, o quão complexo é o comportamento do As em ambientes naturais, bem como ressaltam que diversos parâmetros como pH, Eh, MO, temperatura, umidade, regime de chuvas e evaporação se caracterizam como variáveis essenciais que podem facilitar as reações de oxidorredução de sulfetos minerais, que contêm arsênio. Climas quentes e úmidos podem favorecer a extensa atividade biológica e criar condições redutoras na superfície do solo. Na forma reduzida, como sulfeto de arsênio (As_2S_3), o metaloide ficaria coprecipitado e armadilhado no ambiente (Seal, Hammarstrom,

Foley & Alpers, 2002).

Assim, os dados de As obtidos nas florestas urbanas de São Paulo refletem, com certa fugacidade, o comportamento típico do As em locais quentes e úmidos, com predominância de argilominerais e favorável à densidade de população bacteriana. Esse conjunto de especificidade poderia ser o fator preponderante aos maiores teores de As encontrados na porção intermediária dos parques (Figura 2.7F).

A variabilidade do Pb no PEFI traz à discussão dos resultados a possibilidade de poluição através das emissões de combustíveis oriundos de aeronaves de pequeno porte, que utilizam gasolina para aviação, do tipo AVGAS, conforme indica ANP, 2018.

Com intuito de corroborar mais para as conclusões obtidas nos tratamentos estatísticos realizados na serapilheira, apresenta-se o gráfico obtido com a análise de ordenação multidimensional não métrica (NMDS). Nesta análise, foi verificado se as delimitações de coleta (borda, interior e núcleo) e a localização geográfica de cada parque teriam importância para o acúmulo dos metais pesados na serapilheira.

Considerando as hipóteses já mencionadas, esperava-se que a NMDS identificasse grupos que considerassem: i) altas concentrações de Cd, Cu nas bordas; ii) parques com o estilo para-anda deveriam apresentar as mais altas concentrações, principalmente para Cu e Pb, que são metais mais bem reconhecidos como relacionados ao tráfego veicular (Chan e Stachowiak, 2004; Kennedy e Gadd, 2003; Thorpe e Harrison, 2008); iii) um comportamento diferenciado de As, com as mais altas concentrações em áreas intermediárias de coleta, nas quais esperasse que condições microclimáticas favoreçam a retenção do As (Hanke, 2009), segundo os parâmetros observados em cada floresta urbana; iv) comportamento atípico do Pb, que apresentou variação significativa entre parques.

Na Figura 3.8, o gráfico NMDS destacou quatro grupos distintos, um deles indicam a variabilidade de Cd entre as áreas de coleta (borda, meio e núcleo). Os teores de Cd se separam bem dos encontrados para meio e núcleo. Novamente indicando que, apesar de ser usado em baixas nos revestimentos veiculares, o Cd pode ser denominado como um “elemento relacionado ao tráfego”.

A NMDS também facilitou a visualização da variabilidade dos níveis de Cu (Figura 3.8), com sinalização das diferenças de teores entre as amostras de borda e núcleo. Apesar de a variabilidade de dados de As ser bastante acentuada, a NMDS destacou a similaridade (não usual) entre as amostras de borda e núcleo, evidenciando as mais altas concentrações de As para as amostras intermediárias (Figura 3.8).

Para o elemento Pb, fica evidente a grande dispersão de resultados, com grandes

concentrações no meio e núcleo quando levamos em consideração todas as amostras dos parques.

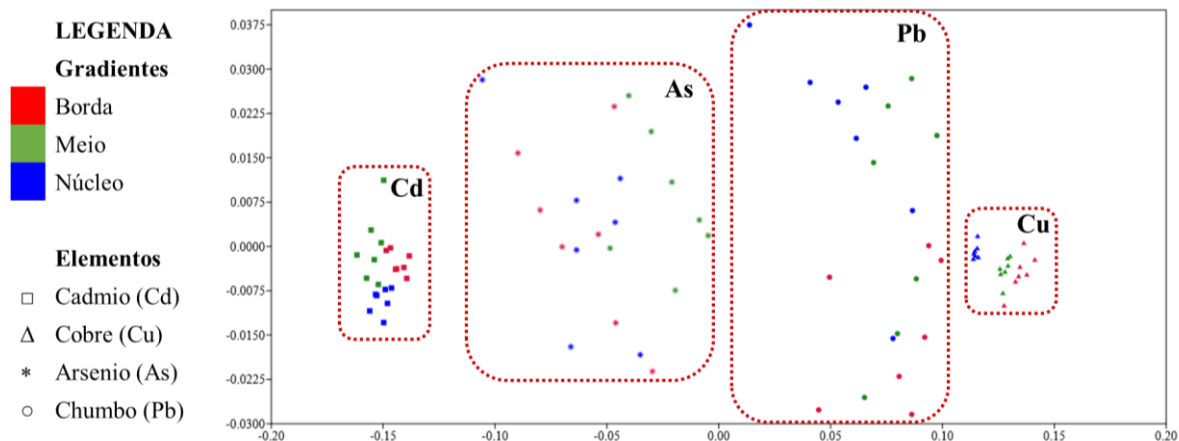


Figura 3.8 – Análise NMDS por elementos levando em consideração os gradientes em cada parque.
Fonte: Acervo pessoal (2018).

2.7 Conclusão

O Parque Trianon possui as maiores concentrações dos metais Cu e As e o Parque Alfredo Volpi de Cd, conforme análise das serapilheiras coletadas. Para o metal Cu observa-se que em todos os parques houve decréscimo de sua concentração da borda para o núcleo das florestas, sugerindo que a vegetação influencia na retenção desse metal conforme aumenta o adensamento das mesmas.

O metal As apresentou maiores concentrações para os PT, PEFI e PAV na área do meio, exceto no PC que apresentou pequena diferença em relação à borda e ao núcleo. Como apontando nas discussões, nas áreas com maiores teores de MO e solos lamosos há maiores concentração de As, o que foi verificado em campo e correlacionado com os resultados apresentados.

Com base nestas considerações, conclui-se que para o elemento Cu houve reduções das concentrações adsorvidas nas serapilheiras no sentido borda para o núcleo para todos os parques e de Cd apenas para os parques PT e do PC. Esta evidência observada para o elemento Cu mostrou que pode ser atribuído o potencial de filtro biológico da vegetação de borda e para Cd apenas em dois parques, não mostrando uniformidade. Cabe ressaltar que a região desses parques são circundados por avenidas com intenso tráfego com movimento para-anda com faixas e pontos de ônibus em suas frentes, como ocorre no PT e PC, nas avenidas Paulista e Afonso de Sampaio e Sousa, respectivamente.

Para o Cd há uma leve tendência de confirmação da premissa que a concentração é maior nos parques centrais que nos parques da periferia pois há uma variação significativa a maior no Parque Trianon do que para o Parque do Carmo, o que não se confirmou no Parque Alfredo Volpi e no PEFI. Para o Cu houve uma razão de decréscimo do parque central para a periferia, mostrando que há uma correlação com o efeito antropogênico. Para o As, apesar das variações encontradas nas áreas de cada parque, houve uma tendência evidente de maiores concentrações do parque central em relação aqueles da periferia.

Quanto ao Pb, nos parques PT, PAV e PC as concentrações mostraram decréscimo com relação ao efeito de borda, o que reforça o efeito do tráfego veicular, assim como com relação ao centro-periferia. O PEFI mostrou valores atípicos quando levamos em consideração a relação centro-periferia, sendo seus valores maiores que o PAV. Com relação ao efeito de borda, a área do meio e do núcleo apresentam valores maiores que a borda, respectivamente, indicando haver outro fator de poluição que não somente o do tráfego veicular. Sob este prisma, percebe-se que este parque é o único que se encontra dentro da área de abrangência do cone de aterrisagem e decolagem do aeroporto de São Paulo/Congonhas, podendo ser os combustíveis de aeronaves de pequeno porte os responsáveis por essa variação, já que utilizam gasolina do tipo AVGAS.

Conforme já indicado ao longo do trabalho, os valores obtidos para as médias e medianas de Cd e Cu, nas quatro florestas urbanas, reforçam que a principal fonte desses metais para a atmosfera é a emissão veicular, através do resultado da frenagem dos veículos onde se desgastam materiais e liberam as partículas de metais na atmosfera.

REFERÊNCIAS

- Adamiec, E., Jarosz-Krzemińska, E., & Wieszala, R. (2016). Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dusts. *Environmental monitoring and assessment*, 188(6), 369.
- ALESP. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo (1989). *Decreto n. 30.443, de 20 de Setembro de 1989*. Considera patrimônio ambiental e declara imunes de corte exemplares arbóreos, situados no Município de São Paulo, e dá outras providências. Recuperado em 29 Abril, 2017 de <http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1989/decreto-30443-20.09.1989.html>
- ALESP. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo (jan. 2011). *Parque Estadual das Fontes do Ipiranga é polo de áreas verdes na metrópole*. Recuperado em 07 Dezembro, 2016 de <http://www.al.sp.gov.br/noticia/?id=292197>
- Amazonas, N. T. (2010). *Ciclagem do nitrogênio em uma cronosequência formada por florestas restauradas e floresta natural*. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 94 (tese de mestrado).
- ANP, Agência Nacional do Petróleo (2016). *Combustíveis para aviação*. Recuperado em 01 Outubro, 2018, de <http://www.anp.gov.br/petroleo-derivados/155-combustiveis/1856-combustiveis-de-aviacao>
- Boccuzzi, G. (2017). *Nitrogênio e fósforo na interface atmosfera-vegetação arbórea-solo de remanescentes de Floresta Atlântica expostos a fatores de estresse ambiental*. São Paulo, Instituto de Botânica, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 125 (tese de mestrado).
- Bortey-Sam, N., Ikenaka, Y., Akoto, O., Nakayama, S. M., Asante, K. A., Baidoo, E., ... & Ishizuka, M. (2018). Association between human exposure to heavy metals/metalloid and occurrences of respiratory diseases, lipid peroxidation and DNA damage in Kumasi, Ghana. *Environmental Pollution*, 235, 163-170.
- Cardoso-Gustavson, P., Fernandes, F. F., Alves, E. S., Victorio, M. P., Moura, B. B., Domingos, M., ... & Figueiredo, A. M. G. (2016). *Tillandsia usneoides*: a successful alternative for biomonitoring changes in air quality due to a new highway in São Paulo, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(2), 1779-1788.
- Chan D. & Stachowiak GW (2004). Review of automotive brake friction materials. Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers Part D. *Journal of Automobile Engineering* 218. 953–66.
- CETESB (São Paulo) Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade do ar no estado de São Paulo 2012 / CETESB. São Paulo: CETESB, 2013. (Série Relatórios/Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 123. Recuperado em 30 Maio 2018, de <http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/qualidade-do-ar/31-publicacoes-ereportorios>.
- Chow, J. C., Watson, J. G., Edgerton, S. A., and Vega, E. (2002). Chemical composition of PM 2.5 and PM 10 in Mexico City during winter 1997. *Sci. Total Environ.* 287, 177–201.

- Dadea, C., Russo, A., Tagliavini, M., Mimmo, T., & Zerbe, S. (2017). Tree Species as Tools for Biomonitoring and Phytoremediation in Urban Environments: A Review with Special Regard to Heavy Metals. *Arboriculture & Urban Forestry*, 43(4).
- DECEA, Departamento de Controle do Espaço Aéreo. *Portal Aeródromos*. Recuperado em 01 Outubro, 2018, de <http://servicos.decea.gov.br/aga/>
- Dominici, F., Peng, R. D., Bell, M. L., Pham, L., McDermott, A., Zeger, S. L., et al. (2006). Fine particulate air pollution and hospital admission for cardiovascular and respiratory diseases. *JAMA* 295, 1127–1134.
- Duong, T., & Lee, B. K. (2011). Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 554–562.
- Ferreira, M. L., Ribeiro, A. P., Albuquerque, C. R., Ferreira, A. P. N. L., Figueira, R. C. L., Laforteza (2017). Air contaminants and litter fall decomposition in urban forest áreas: The case of São Paulo, *Environmental Research* 155 (2017).
- Figueiredo, A. M. G., & Ribeiro, A. P. (2015). Brazilian PGE Research Data Survey on Urban and Roadside Soils. In *Platinum Metals in the Environment*. Springer, Berlin, Heidelberg. 131-144.
- Giampaoli, P., Capelli, N. D. V., Tavares, A. R., Fernandes, F. F., Domingos, M., & Alves, E. S. (2015). Anomalous scales of *Tillandsia usneoides* (L.) L. (Bromeliaceae) exposed in the Metropolitan Region of Campinas, SP, Brazil as air pollution markers. *Hoehnea*, 42(4), 749-757.
- Google Earth (2018). *Mapa de São Paulo*. Recuperado em: 22 Abril, 2018, de <https://www.google.com.br/maps/>
- Henke, K. R. (2009). Arsenic: environmental chemistry, health threats, and waste treatment. 1th Edition. John Wiley & Sons Ltd. *United Kingdom*. 569.
- Huang, P. M. (2008). Impacts of physicochemical-biological interactions on metal and metalloid transformations in soils: an overview. *Biophysico-chemical processes of heavy metals and metalloids in soil environments*, 1, 3-52.
- Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo (2018). *Dados de precipitação do ano de 2017*.
- Jonczak, J., & Parzych, A. (2014). The content of heavy metals in the soil and litterfall an a beech-pine-spruce stand in northern Poland. *Archives of environmental protection*, 40(4), 67-77.
- Kennedy, P, Gadd, J. (2003). Preliminary examination of trace elements in tyres, brake pads, and road bitumen in New Zealand., Prepared for Ministry of Transport, New Zealand, Infrastructure Auckland.
- Klumpp, A., Ansel, W., Klumpp, G., Belluzzo, N., Calatayud, V., Chaplin, N., ... & Kambezidis,

- H. (2002). EuroBionet: a Pan-European biomonitoring network for urban air quality assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 9(3), 199-203.
- Laurance, W. F., Ferreira, L. V., Rankin-de Merona, J. M., & Laurance, S. G. (1998). Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology*, 79(6), 2032-2040.
- Lin, Y. C., Lian, I. B., Kor, C. T., Chang, C. C., Su, P. Y., Chang, W. T., . & Soon, M. S. (2017). Association between soil heavy metals and fatty liver disease in men in Taiwan: a cross sectional study. *BMJ open*, 7(1), e014215.
- 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.
- Macedo, S. S.; Sakata, F. G. (2002). *Parques Urbanos no Brasil*. Coleção Quapá. Editora da Universidade de São Paulo, Imprensa Oficial de São Paulo, São Paulo, 208.
- Manu, M., Băncilă, R.I., Iordache, V., Bodescu, F., Onete, M., 2016. Impact assessment of heavy metal pollution on soil mite communities (Acari: Mesostigmata) from Zlatna Depression – Transylvania. *Process Saf. Environ. Prot.*
- Martin, J. A. R., Gutiérrez, C., Torrijos, M., & Nanos, N. (2018). Wood and bark of *Pinus halepensis* as archives of heavy metal pollution in the Mediterranean Region. *Environmental Pollution*, 239, 438-447.
- Martins, S. C. (2010). *Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente latitudinal da Mata Atlântica, Estado de São Paulo*. Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 155.
- MMA, Ministério do Meio Ambiente (2013). Resolução n° 460, de 30 de dezembro de 2013, altera a Resolução CONAMA n° 420/2009 (altera o prazo do artigo 8° e acrescenta novo parágrafo). Recuperado em 20 Junho 2018, de <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=702>
- Manes, F., Marando, F., Capotorti, G., Blasi, C., Salvatori, E., Fusaro, L., Ciancarela, L., Mircea, M., Marchetti, M., Ghirici, G. & Munafò, M. (2016). Regulating Ecosystem Services of forests in ten Italian Metropolitan Cities: Air quality improvement by PM10 and O₃ removal. *Ecological indicators*, 67, 425-440.
- Morin, G., Juillot, F., Casiot, C. et al. (2003) Bacterial formation of tooeleite and mixed arsenic(III) or arsenic(V) - iron(III) gels in the Carnoul`es acid mine drainage, France. A XANES, XRD, and SEM study. *Environmental Science and Technology*, 37(9), 1705–12.
- Norouzi, S., Khademi, H., Cano, A. F., & Acosta, J. A. (2015). Using plane tree leaves for biomonitoring of dust borne heavy metals: A case study from Isfahan, Central Iran. *Ecological indicators*, 57, 64-73.
- Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Doyle, M., McGovern, M., & Pasher, J. (2018). Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health. *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, 40-48.

- Oliveira, R. R., Silveira, C. L. P., Magalhães, A. C., Firme, R. P. (2005). Ciclagem de metais pesados na serapilheira de uma floresta urbana no Rio de Janeiro. *Floresta e Ambiente* 12 (1) 50-56.
- Ribeiro, A., Figueiredo, A., Ticianelli, R., Nammoura-Neto, G., Silva, N., Kakazu, M., & Zahn, G. (2012a). Metals and semi-metals in street soils of São Paulo city, Brazil. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 291(1), 137-142.
- Ribeiro, A. P., Figueiredo, A. M. G., Sarkis, J. E. S., Hortellani, M. A., & Markert, B. (2012b). First study on anthropogenic Pt, Pd, and Rh levels in soils from major avenues of São Paulo City, Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, 184(12), 7373-7382.
- Ruschel, R. S. (2016). *Serviços ecossistêmicos urbanos: fixação de carbono nas áreas de preservação permanente de Campinas-SP*.
- São Paulo (Município) (2018). *Mapa Digital da Cidade de São Paulo – GEOSAMPA*. Secretaria Municipal de Urbanismo e Licenciamento. Recuperado em: 28 Maio, 2018, de: http://geosampa.prefeitura.sp.gov.br/PaginasPublicas/_SBC.aspx
- Seal, R. R. II, Hammarstrom, J. M., Foley, N. K. and Alpers, C. N. (2002) *Geoenvironmental models for seafloor massive sulfide deposits, in Progress on Geoenvironmental Models for Selected Mineral Deposit Types* (eds. R.R. Seal II and N.K. Foley), Chapter L, U.S. Geological Survey Open-File Report 02-195, US Geological Survey, Reston, VA, USA 20192.
- Silva, L. I. D., Sarkis, J. E. S., Zotin, F. M. Z., Carneiro, M. C., Neto, A. A., Cardoso, M. J. B., & Monteiro, M. I. C. (2008). Traffic and catalytic converter–Related atmospheric contamination in the metropolitan region of the city of Rio de Janeiro, Brazil. *Chemosphere*, 71(4), 677-684.
- Stankovic, S., Kalaba, P., Stankovic, A.R., 2014. Biota as toxic metal indicators. *Environ. Chem. Lett.* 12 (1), 63–84.
- van Groenigen, K. J., Osenberg, C. W., Terrer, C., Carrillo, Y., Dijkstra, F., Heath, J., ... & Hungate, B. A. (2017). Faster turnover of new soil carbon inputs under increased atmospheric CO₂. *Global change biology*.
- Wall, D.H., Six, J., 2015. Give soils their due. *Science* 347 (6223), 695.
- Sternbeck, J., Sjodin, A. & Andreasson, K. (2002). Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension — results from two tunnel studies. *Atmos Environ* 36, 4735–4744.
- Thorpe, A., & Harrison, R. M. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review. *Science of the total environment*, 400 (1-3), 270-282.
- Yongyong, Z., Ying, J., Ming, L., & Li'an, H. (2018). Characterization of metal (loid) s in indoor and outdoor PM_{2.5} of an office in winter period. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 24(2), 307-316.
- Weckwerth G. (2001). Verification of traffic emitted aerosol componentes in the ambient air of Cologne (Germany). *Atmos Environ* ;35(32):5525–5536.

Zeng, X., Xu, X., Boezen, H. M., & Huo, X. (2016). Children with health impairments by heavy metals in an e-waste recycling area. *Chemosphere*, 148, 408-415.

CAPÍTULO 3

ESTOQUE DE C E N EM SOLOS DE FLORESTAS URBANAS DA CIDADE DE SÃO PAULO, SP

Capítulo 3 - Estoque de carbono e nitrogênio em solos de florestas urbanas da cidade de São Paulo, SP

RESUMO

As florestas urbanas são os fragmentos que apresentam grande importância para a sustentabilidade ambiental das cidades. São Paulo é a maior cidade do Brasil e uma das maiores do mundo, possuindo diversas florestas urbanas em seu território. O objetivo deste trabalho foi analisar o estoque de carbono e nitrogênio em solos de quatro florestas urbanas dentro do município de São Paulo, localizadas em um sentido centro-periferia. Para isso, solos de bordas, meio e núcleos de florestas urbanas foram coletados em diferentes profundidades, desde a superfície até 50 cm de profundidade. Foi verificado que o Parque Trianon, localizado na área central da cidade, tem maiores concentrações de carbono e nitrogênio em todas as profundidades analisadas, o qual pode estar relacionado a aspectos como textura do solo. Os isótopos $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ indicaram junto a razão C/N a capacidade decompositora da matéria orgânica nos diferentes parques e deram indicações a respeito da ciclagem destes elementos nos respectivos ecossistemas urbanos. O Parque do Carmo, localizado mais na periferia da cidade foi o que apresentou as menores concentrações de C e N, porém demonstrou ser um local com eficiente mecanismo de ciclagem do N. Os estoques de C neste estudo foi de $36,24 \pm 15,83 \text{ Mg ha}^{-1}$ no Parque Trianon (PT), $27,09 \pm 21,36 \text{ Mg ha}^{-1}$ no Parque Alfredo Volpi (PAV), $29,53 \pm 20,09 \text{ Mg ha}^{-1}$ no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e $26,76 \pm 18,80 \text{ Mg ha}^{-1}$ no Parque do Carmo (PC). Em relação ao nitrogênio foi encontrado $2,32 \pm 1,00 \text{ Mg ha}^{-1}$ no PT, $1,88 \pm 1,36 \text{ Mg ha}^{-1}$ no PAV, $1,92 \pm 1,15 \text{ Mg ha}^{-1}$ no PEFI e $1,68 \pm 0,96 \text{ Mg ha}^{-1}$ no PC. Os resultados do presente estudo podem ser muito úteis na elaboração de políticas públicas ambientais, principalmente no âmbito do Plano Municipal da Mata Atlântica, o qual tem por finalidade reconstituir parte do bioma Mata Atlântica por meio da criação de áreas protegidas e recuperação de áreas degradadas, o que necessita de informações sobre o ambiente físico e biota, pois mostram que áreas de florestas urbanas apresentam grande potencial de ciclagem de C e N.

Palavras chave: Ciclo do carbono, ciclo do nitrogênio, sustentabilidade urbana, soil conservation.

Chapter 3 – Carbon and nitrogen stock in urban forest soils of São Paulo city, SP

ABSTRACT

Urban forests are fragments of great importance to the environmental sustainability of cities. São Paulo is the largest city in Brazil and one of the largest in the world, possessing several urban forests in its territory. The objective of this work was to analyze the carbon and nitrogen stocks in soils of four urban forests within the city of São Paulo, located in a center-periphery direction. For this purpose, soils of edges, middle and nuclei of urban forests were collected in different depths, from the surface up to 50 cm deep. It was verified that Parque Trianon, located in the central area of the city, showed higher concentrations of carbon and nitrogen in all depths analyzed, which may be related to aspects such as soil texture. The isotopes $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ indicated, together with the C / N ratio, the decomposing capacity of the organic matter in the different parks and gave probable indications regarding the cycling of these elements in the respective urban ecosystems. Parque do Carmo, located more in the periphery of the city, was the one that presented the lowest concentrations of C and N in the soil, but it was a site with an efficient mechanism of N cycle. The C stocks in this study were $36.24 \pm 15,83 \text{ Mg ha}^{-1}$ in the Trianon Park (PT), $27.09 \pm 21.36 \text{ Mg ha}^{-1}$ in the Alfredo Volpi Park (PAV), $29.53 \pm 20.09 \text{ Mg ha}^{-1}$ in the State Park of the Fontes do Ipiranga (PEFI) and $26.76 \pm 18.80 \text{ Mg ha}^{-1}$ in the Carmo Park (PC). Nitrogen was found to be $2.32 \pm 1.00 \text{ Mg ha}^{-1}$ in PT, $1.88 \pm 1.36 \text{ Mg ha}^{-1}$ in PAV, $1.92 \pm 1.15 \text{ Mg ha}^{-1}$ in PEFI and $1,68 \pm 0.96 \text{ Mg ha}^{-1}$ in PC. The results of the present study might be very useful in the elaboration of public environmental policies, mainly within the scope of the Municipal Plan of the Atlantic Forest, whose purpose is to reconstitute part of the Atlantic Forest biome through the creation of protected areas and recovery of degraded areas, which requires information about the physical environment and biota, because they show that areas of urban forests present great potential of cycling of C and N.

Key words: Carbon cycle, nitrogen cycle, urban sustainability, soil conservation.

3.1 Introdução

Os solos florestais desempenham importante papel no ciclo global do carbono (C), dado que este compartimento é um dos principais reservatórios do elemento em toda geosfera. As mudanças no uso do solo comprometem severamente os estoques de C edáfico, de modo que a sua concentração pode ser afetada/diminuída dependendo do uso. O carbono orgânico do solo (COS), forma bastante preocupante devido as suas altas taxas de perdas por erosão, tem sido amplamente discutido em trabalhos que mostram as conversões de áreas de florestas tropicais em campos de agricultura ou pastagens (Lehmann & Kleber, 2015; Melillo *et al.*, 2017; Fujisaki *et al.*, 2015; Navarrete, Sitch, Aragão & Pedroni, 2016).

Nesta mesma linha, a urbanização é outro processo que altera a capacidade de estoque de C no solo devido à mudança da paisagem florestada para a pavimentada, com piso impermeável que altera significativamente a dinâmica dos nutrientes no solo. Seto e colaboradores (2012) mostraram que até 0,05 Pg C podem ser perdidos anualmente da biomassa florestal em regiões pan-tropicais por conta da urbanização, a qual envolve desflorestamento e degradação do solo. Esses números ainda não consideram a elevada quantidade de dióxido de carbono que as atividades humanas emitem pela frota automotiva e atividades industriais (Yesilonos *et al.*, 2017; Gately *et al.*, 2015).

Embora as áreas urbanas representem menos do que 1% da superfície terrestre do planeta, ela já é considerada uma das principais forçantes de alteração ambiental em escala local, regional e global (Schneider, Friedl & Potere, 2009; Grimm *et al.*, 2008; Seto, Guneralp & Hutyra, 2013).

Alguns modelos demográficos têm mostrado que o valor de 54% da população humana global que habitam centros urbanos atualmente irá subir para 66% até 2050, sendo que no Brasil, encontra-se esta mesma tendência demográfica. Tais números chamam a atenção para uma série de planejamentos estratégicos que devem ser tomados, os quais incluem conhecer e manejar florestas urbanas, em todos os seus compartimentos (por exemplo: biótico ou edáfico), além de rever algumas metas e planos para os próximos anos e décadas (UN, 2015; Ferreira *et al.*, 2015; Rodrigues *et al.*, 2015).

Diante deste cenário, a comunidade científica tem mostrado relativo interesse em trabalhos que mostrem o potencial de solos florestais no sequestro e armazenamento de CO₂, oriundos principalmente da queima de combustível fóssil, de forma que se amplie a capacidade de mitigação destes efeitos antrópicos em ecossistemas naturais. Dentre os principais motivos desta preocupação se destacam alguns modelos climáticos que preveem o

aumento de até 1,5 °C relativos à temperatura do período pré-industrial, o que poderia trazer uma série de implicações de ordem ambiental, social e econômica (Pouyat, Yesilonis, Egitto, & Zhu, 2017; Cox, Huntingford & Williamson, 2018; Rogelj *et al.*, 2018).

Para o desenvolvimento de florestas urbanas nas cidades é importante que os solos não tenham grandes impactos negativos como secura, desmoronamento de terras (principalmente de áreas declivosas), alta compactação, falta de elementos minerais e acidificação. Como muitas florestas urbanas são antigos remanescentes florestais, é importante que se mantenham as condições originais e conservem ao máximo suas características. Badiru, Pires & Rodríguez (2005), baseando-se em indicadores como ilha de calor, elementos ecossistêmicos, expansão territorial e processo da estruturação florestal, classificou as florestas urbanas em três zonas distintas: central (do centro geográfico urbano até o raio de 2 km), intermediária (do raio de 2 km até 6 km) e externa ou periférica (até os limites da área urbana ou da divisa com outra área urbana). Esta classificação leva a entender que áreas há mais tempo urbanizadas também podem ser mais impactadas por atividades humanas, tal como os centros de médias e grandes cidades (Almeida, 2006).

Um exemplo de impacto negativo é a alteração estequiométrica de solos de florestas urbanas, dado que esta relação é fortemente afetada pelo manejo inadequado de remanescentes florestais, os quais podem alterar a quantidade de importantes elementos, como o nitrogênio. No ciclo deste elemento, após a decomposição da serapilheira, ocorrem os processos de mineralização, fixação de N₂ por bactérias, nitrificação e desnitrificação. Microrganismos heterotróficos do solo transformam o nitrogênio orgânico em inorgânico (mineralização), assimilando-o para constituir formas orgânicas de suas células e tecidos. Tais compostos mineralizados e não utilizados por tais organismos podem ser absorvidos pelas plantas. A imobilização é o processo inverso, ou seja, a transformação do nitrogênio inorgânico em orgânico (Huang, Zhou & Liu, 2012; Kuang *et al.*, 2016; Vitousek *et al.*, 1997; Scharenbroch, Lloyd & Johnson-Maynard, 2005; Sousa Neto, 2012; Boccuzzi, 2017; Piccolo, 1989).

Além da ciclagem biológica, alguns mecanismos auxiliam na moldagem e na distribuição vertical dos nutrientes do solo, que podem ser agrupados em outros três principais processos: intemperismo, deposição atmosférica e lixiviação (Jobbágy & Jackson, 2001).

A penetração dos isótopos de nitrogênio no solo é intensificada pela radiação solar e quantidade de chuvas, pois estes processos fazem aumentar a taxa de decomposição no solo acelerando a ciclagem de nutrientes. Com isso, nota-se um claro enriquecimento do $\delta^{15}\text{N}$ em relação ao N na matéria residual. Além disso, deve-se considerar o potencial do $\delta^{15}\text{N}$ para

determinar se a fonte do N provém da atmosfera ou do solo e esta concentração pode ser equivocada por fatores como erosão do solo e escoamento de águas fluviais (Mendonça *et al.*, 2010; Silva, 2017; Martins, 2010).

Cabe destacar que existem três importantes reservatórios de C associados à matéria orgânica dos solos, sendo eles a matéria orgânica transitória (composta em sua maior parte por resíduos e organismos do solo, bem como materiais orgânicos pelas raízes e microbiota), matéria orgânica umidificada (materiais recalcitrantes, que passam por processos de transformação) e a biomassa (composta pela microfauna, mesofauna e microbiota do solo) (Martins, 2010).

O ciclo do carbono está intimamente ligado ao ciclo do nitrogênio e os isótopos destes elementos são muito utilizados em estudos ambientais. O isótopo de carbono $\delta^{13}\text{C}$ auxilia na obtenção de dados sobre valores de acumulação e decréscimo da matéria orgânica dos solos, além de também poder indicar prováveis fontes do elemento, considerando a diminuição do $\delta^{13}\text{C}$ da atmosfera por conta das emissões oriundas da queima de combustível fóssil (Trumbore & Camargo, 2009; Alves, Zotarelli, Jantalia, Boddey, & Urquiaga, 2005).

A textura do solo é fator fundamental para o armazenamento de carbono no solo dos ecossistemas florestais e também tem importante papel na disponibilidade e retenção nutricional. Em solos arenosos há maior lixiviação dos nutrientes, com baixa concentração de matéria orgânica. Lal (2004) reporta que as taxas de sequestro de COS em sistemas agrícolas e restaurados dependem fundamentalmente da textura do solo e características do perfil com os seus respectivos horizontes. Já é bem estabelecido que ao longo da profundidade de um solo em floresta tropical há diminuição nos teores de C e N, ao passo que diversos autores têm reportado um aumento no enriquecimento de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (Silver *et al.*, 2000; Telles, 2002 e Telles *et al.*, 2003; Trumbore & Camargo, 2009).

Assim, diante deste contexto, este trabalho predispõe-se a responder as seguintes perguntas: i) Florestas urbanas de diferentes tamanhos e localização geográfica da cidade de São Paulo apresentam variações no estoque de C e N? ii) Há variações nos estoques destes elementos ao se considerar as bordas destas florestas e os seus respectivos núcleos? iii) Qual é o comportamento do C e N (e seus isótopos) ao longo do perfil de solo de diferentes florestas urbanas de São Paulo?

Em pesquisas acadêmicas não foi encontrado artigos ou trabalhos que descrevessem ou comparassem os estoques de carbono e nitrogênio de florestas urbanas de cidades brasileiras, ou mesmo que reportassem a quantidade de C e N ao longo de um perfil vertical em solos de florestas urbanas. Nesse sentido, este trabalho vem preencher esta lacuna do

conhecimento para contribuir com a literatura existente e formulações de políticas públicas ambientais, como o Plano Municipal da Mata Atlântica (PMMA), e iniciativas municipais, estão se esforçando para ampliar as áreas verdes da cidade de São Paulo, a qual ainda carece de informações sobre importantes fragmentos florestais promotores de serviços ecossistêmicos.

3.2 Materiais e métodos

3.2.1 Área de estudo

Igual ao capítulo 2.

3.2.2 Coleta e análise de material edáfico

Em cada floresta urbana foram selecionados 15 pontos para coleta de solos, sendo cinco em cada área (borda, meio e núcleo). Foram consideradas bordas das florestas as áreas mais próximas aos limites geográficos das florestas, ou seja, aquelas localizadas mais próximas às fronteiras das calçadas e ruas. O meio e o núcleo foram considerados na parte mais interna das florestas, em distâncias de aproximadamente 50 e 100 metros, respectivamente (Figura 3.1).

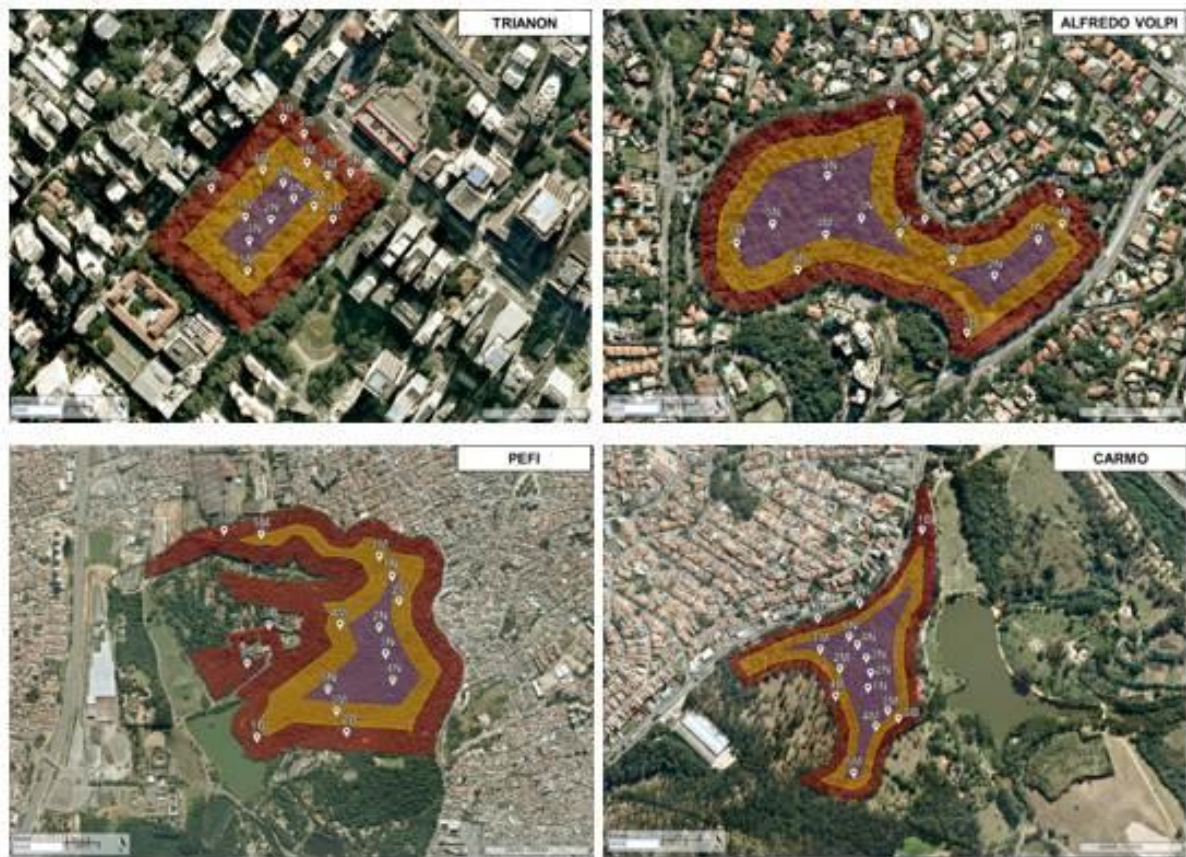


Figura 3.1 - Pontos de coleta de material edáfico nos parques estudados em cada área: borda (vermelho), meio (laranja) e núcleo (azul).

Fonte: São Paulo (2018a).

A retirada de solo se deu em algumas profundidades distintas, sendo elas: coleta de material edáfico nas profundidades 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-40 cm e 40-50 cm em pontos aleatórios dos parques, seguido pela separação em sacos devidamente identificados quanto à profundidade e tipo das amostras (Martins, 2010) conforme mostra a Figura 3.2.



Figura 3.2 - Processo de coleta de amostras de solo para ensaios de granulometria e espectrometria. A - Remoção de serapilheira. B – Utilização do Trado Holandês. C – Retirada da amostra do solo e colocação em saco plástico identificado. D – Espaço de coleta. E – Abertura de trincheira, com o uso de cavadeira. F – Quando atingida a profundidade prevista para a coleta, confirmada com o uso de régua, é posicionado o cilindro metálico em parede de solo previamente alinhada. G – Cravação de cilindro, sem causar compactação do solo interno, para ensaio de densidade. H – Amostra nivelada no cilindro metálico. Fonte: Acervo pessoal (2018).

Após a coleta, as amostras identificadas foram encaminhadas para os laboratórios das unidades da Universidade Nove de Julho e do Núcleo de Pesquisas de Plantas Ornamentais (NPPO) do Instituto de Botânica de São Paulo (IBot) para secagem em estufa. A secagem ocorreu com temperatura máxima de 60 °C em todas as estufas utilizadas, dado que temperaturas mais elevadas podem proporcionar a queima de carbono, o que inviabilizaria os resultados finais.

Após a completa secagem das amostras, parte do material foi utilizado para o cálculo de densidade, e outra parte foi encaminhada para o ensaio de granulometria. Esta última passou por um processo de destorroamento e peneiramento prévio em peneira #2 mm (Martins *et al.*, 2015). Ainda, do material destinado a granulometria, uma parte foi quarteada para utilização no ensaio de espectrometria, e moído mais finamente, para peneiramento em malha de #0,25 mm. A Figura 3.3 mostra o processo de destorroamento das amostras secas.



Figura 3.3 – Destorroamento das amostras. A – Amostras secas. B – Retirada de pedras, raízes e demais materiais. C – Pré destorroamento com martelo. D – Moagem mais fina com almofariz. E – Material colocado em saco devidamente identificado.

Fonte: Acervo pessoal (2018).

A partir do material mais fino foi realizado um quarteamento da amostra e separado aproximadamente 40 gramas de material para realização do ensaio de espectrometria. Este material mais finamente moído foi colocado em frascos devidamente identificados com a numeração correspondente àquela da granulometria, garantindo assim a rastreabilidade dos resultados para posterior análise, conforme mostra a Figura 3.4A.

No Laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) da Universidade de São Paulo foi realizada a triagem das amostras de granulometria, exceto de profundidade 30-40 cm, e de espectrometria (Figura 3.4B e 3.4C).

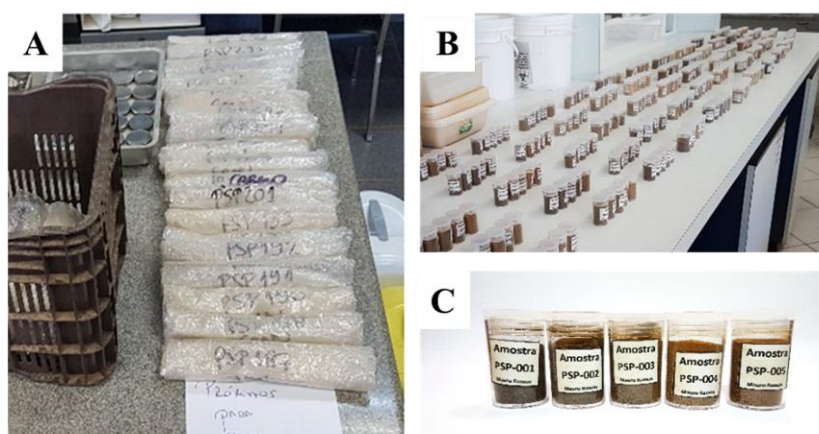


Figura 3.4 – Separação de amostras para ensaios. A - Triagem das amostras para ensaio de granulometria. B – Triagem das amostras para ensaio de espectrometria. C – Amostras identificadas para o ensaio de espectrometria rotuladas com código PSP fornecido pelo laboratório CENA para garantir rastreabilidade.

Fonte: Acervo pessoal (2018).

As amostras de espectrometria foram colocadas em cápsulas de estanho e pesadas em balança analítica com precisão de 6 casas decimais, conforme mostra a Figura 3.5A. Em seguida, as amostras foram colocadas nas placas de Elisa (Figura 3.5B) para realização dos ensaios através do Analisador Elementar de Combustão (EA-Carlo Erba), em linha com o Espectrômetro de Massa (Delta Plus, Finnigan Mat, San José, CA, EUA (Martins, 2010)) (Figura 3.5C).

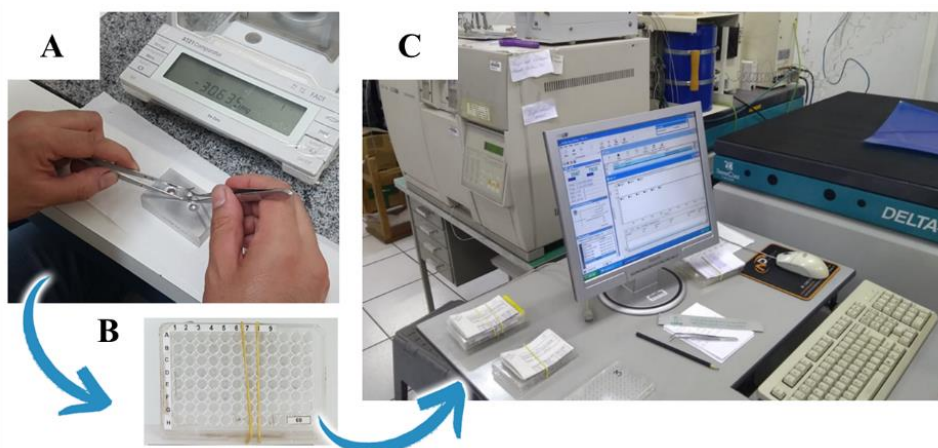


Figura 3.5 – Ensaio de obtenção de teores de carbono, nitrogênio e seus isótopos. A – Pesagem das cápsulas em balança de precisão. B – Colocação das cápsulas em placa de Elisa. C – Analisador de combustão e Espectrômetro de Massa.

Fonte: Acervo pessoal (2018).

3.2.3. Análise estatística

Para avaliar as diferenças de médias de porcentagem e estoque de carbono, nitrogênio e C/N (e seus respectivos isótopos) dentro de cada floresta urbana foi utilizado análise de variância ANOVA (*one way*), seguido pelo teste de *Tukey*, considerando alfa <5%. Para a realização da análise foram verificadas as previsibilidades de testes paramétricos como normalidade e homocedasticidade.

A fim de se observar prováveis agrupamentos entre as áreas amostrais e também entre florestas urbanas foi realizada uma análise de componentes principais (PCA), considerando os eixos com maior explicabilidade dos fatores analisados.

3.3 Resultados e discussão

As densidades de solo encontradas nos Parques estudados foram crescentes conforme mais profundas eram suas camadas, sendo o valor mínimo encontrado de $0,762 \text{ g cm}^{-3}$ (profundidade 0-10 cm) e máximo de $1,096 \text{ g cm}^{-3}$ (40-50 cm) no PT, valor mínimo de $1,067$

g cm^{-3} (profundidade 0-10 cm) e máximo de $1,54 \text{ g cm}^{-3}$ (profundidade 40-50 cm) no PAV, valor mínimo de $0,944 \text{ g cm}^{-3}$ (profundidade 0-10 cm) e máximo de $1,562 \text{ g cm}^{-3}$ (profundidade 40-50 cm) no PEFI e mínimo de $1,122 \text{ g cm}^{-3}$ (profundidade 0-10 cm) e máximo de $1,523 \text{ g cm}^{-3}$ (profundidade 40-50 cm) no Parque do Carmo (Tabela 3.1).

A densidade média do solo analisada na camada superficial (0-10 cm) do PT foi menor do que as densidades encontradas nos PAV, PEFI e PC, com valores aproximados de 28%, 21% e 31%, respectivamente. Na segunda camada mais superficial (10-20 cm), a densidade média do solo do PT seguiu a mesma tendência da primeira camada de solo, com valores médios de 29%, 30% e 32%, respectivamente. As outras camadas estudadas do PT também se diferiram significativamente das amostras dos outros parques, com valores estatisticamente inferiores. Entre PAV, PEFI e PC não houve diferenças significativas nos valores de densidade média do solo (Tabela 3.1).

Quanto às texturas dos solos, o PT possui em média mais pontos com solos do tipo Muito Argilosos, ao passo que no PAV, PEFI e PC os solos têm característica mista, sendo em maior parte Franco Argilo Arenosos. Ao se considerar as variações nas frações granulométricas entre as áreas de estudo, observou-se que nas camadas superficiais do PT há uma tendência a ter maior presença de silte e argila quando comparadas às outras florestas. Um valor bastante discrepante entre PT e os demais parques foi na porcentagem de argila encontrada na camada superficial do solo, a qual foi, em média, muito maior do que os valores encontrados no PAV, PEFI e PC, (43%, 55% e 58%, respectivamente). Na camada mais profunda (40-50 cm) estes valores seguiram a mesma tendência, sendo que o PT apresentou 46% mais argila do que as amostras do PAV, 56% mais argila do que as amostras do PEFI e 58% mais argila do que as amostras do PC (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 – Tabela de densidades, composição granulométrica e texturas dos solos pesquisados. Quanto às texturas: A–Argila, MA–Muito Argilosa, FA–Franco Argilosa, FAA–Franco Argilo Arenosa, AA–Argila Arenosa.

Parque	Faixa	Prof. (cm)	Densidade (g cm^3)		Areia	Argila	Silte	Textura
			Média	dp				
PT	Borda	0-10	0,762	0,034	20,78	57,49	21,73	A
	Meio	0-10	0,773	0,056	19,83	60,47	19,69	MA
	Núcleo	0-10	0,838	0,038	17,62	63,89	18,49	MA
	MÉDIA	0-10	0,791 A	0,043	19,41	60,62	19,97	MA
	Borda	10-20	0,809	0,069	20,96	58,61	20,42	A
	Meio	10-20	0,931	0,081	18,74	60,97	20,29	MA
	Núcleo	10-20	0,909	0,029	15,15	67,39	17,47	MA
	MÉDIA	10-20	0,883 A	0,060	18,28	62,32	19,39	MA
	Borda	20-30	0,813	0,125	15,45	69,43	15,13	MA
	Meio	20-30	0,990	0,155	15,99	64,34	19,66	MA
	Núcleo	20-30	0,976	0,112	14,41	71,83	13,76	MA
	MÉDIA	20-30	0,926 A	0,131	15,28	68,53	16,18	MA

Parque	Faixa	Prof. (cm)	Densidade (g cm ³)		Areia	Argila	Silte	Textura
			Média	dp				
	Borda	40-50	0,837	0,128	11,85	72,83	15,32	MA
	Meio	40-50	0,987	0,101	13,16	73,48	13,36	MA
	Núcleo	40-50	1,096	0,010	11,08	73,64	15,29	MA
	MÉDIA	40-50	0,973 A	0,080	12,03	73,31	14,66	MA
PAV	Borda	0-10	1,067	0,273	44,98	34,76	20,27	FAA
	Meio	0-10	1,108	0,283	52,74	28,76	18,50	FAA
	Núcleo	0-10	1,115	0,110	41,64	39,10	19,26	FA
	MÉDIA	0-10	1,096 B	0,222	46,45	34,20	19,34	FAA
	Borda	10-20	1,259	0,321	46,66	33,65	19,69	FAA
	Meio	10-20	1,263	0,237	53,83	29,58	16,59	FAA
	Núcleo	10-20	1,218	0,076	41,94	40,68	17,38	A
	MÉDIA	10-20	1,247 B	0,211	47,48	34,64	17,89	FAA
	Borda	20-30	1,335	0,417	48,51	34,63	16,85	FAA
	Meio	20-30	1,378	0,082	53,83	27,63	18,55	FAA
	Núcleo	20-30	1,278	0,066	26,16	39,20	34,65	FA
	MÉDIA	20-30	1,330 B	0,188	42,83	33,82	23,35	FA
	Borda	40-50	1,418	0,368	46,97	36,71	16,32	AA
	Meio	40-50	1,540	0,230	49,87	34,71	15,42	FAA
	Núcleo	40-50	1,269	0,150	37,56	46,64	15,80	A
	MÉDIA	40-50	1,409 B	0,249	44,80	39,35	15,85	FA
PEFI	Borda	0-10	0,944	0,196	53,72	27,18	19,10	FAA
	Meio	0-10	1,125	0,071	61,71	22,87	15,42	FAA
	Núcleo	0-10	0,954	0,040	53,66	30,50	15,84	FAA
	MÉDIA	0-10	1,008 B	0,102	56,36	26,85	16,79	FAA
	Borda	10-20	1,210	0,073	54,85	27,10	18,05	FAA
	Meio	10-20	1,306	0,029	63,07	23,65	13,28	FAA
	Núcleo	10-20	1,267	0,079	56,47	28,91	14,62	FAA
	MÉDIA	10-20	1,261 B	0,060	58,13	26,55	15,32	FAA
	Borda	20-30	1,294	0,138	56,69	27,17	16,14	FAA
	Meio	20-30	1,505	0,045	63,18	24,47	12,36	FAA
	Núcleo	20-30	1,443	0,081	58,20	27,95	13,85	FAA
	MÉDIA	20-30	1,414 B	0,088	59,36	26,53	14,12	FAA
	Borda	40-50	1,403	0,189	54,62	28,64	16,74	FAA
	Meio	40-50	1,562	0,088	55,62	32,89	11,49	FAA
	Núcleo	40-50	1,467	0,182	54,00	34,69	11,31	FAA
	MÉDIA	40-50	1,477 B	0,153	54,75	32,07	13,18	FAA
PC	Borda	0-10	1,122	0,126	59,59	22,74	17,67	FAA
	Meio	0-10	1,220	0,078	54,25	29,65	16,10	FAA
	Núcleo	0-10	1,133	0,181	63,61	23,72	12,67	FAA
	MÉDIA	0-10	1,158 B	0,128	59,15	25,37	15,48	FAA
	Borda	10-20	1,296	0,140	61,74	24,41	13,85	FAA
	Meio	10-20	1,325	0,075	55,29	29,57	15,14	FAA
	Núcleo	10-20	1,300	0,150	62,04	24,49	13,47	FAA
	MÉDIA	10-20	1,307 B	0,121	59,69	26,16	14,15	FAA
	Borda	20-30	1,346	0,023	60,27	25,28	14,45	FAA
	Meio	20-30	1,449	0,109	60,44	27,79	11,76	FAA
	Núcleo	20-30	1,519	0,033	61,27	24,43	14,31	FAA
	MÉDIA	20-30	1,438 B	0,055	60,66	25,83	13,51	FAA
	Borda	40-50	1,341	0,159	57,10	32,01	10,89	FAA
	Meio	40-50	1,483	0,190	55,96	31,30	12,74	FAA
	Núcleo	40-50	1,523	0,034	57,60	28,62	13,78	FAA
	MÉDIA	40-50	1,449 B	0,127	56,89	30,64	12,47	FAA

Fonte: Acervo pessoal, 2018.

A densidade do solo é um atributo muito importante para o sequestro e estoque de nutrientes, além de ser fundamental no fluxo de água e gás no compartimento edáfico (Wang *et al.*, 2010). A Tabela 1 mostrou que as camadas superficiais dos solos estudados tenderam a ter menores valores de densidade em relação às camadas mais profundas, o que pode ser explicado pelo desenvolvimento da vegetação que influencia esta parte do compartimento afrouxando-o de modo que mais água, gás e nutrientes transitem nas raízes finas nas árvores (Zeng *et al.*, 2014). Além disso, a produção, estoque e decomposição de serapilheira também podem influenciar neste padrão de densidade. Por exemplo, solos com mais decomposição de serapilheira apresentam camadas de húmus mais espessas e conseqüentemente solos mais soltos, ou seja, menos densos (Tenner *et al.*, 2016).

As propriedades físicas do solo podem notadamente influenciar o sequestro e estoque de carbono e nitrogênio, sendo que diversos outros parâmetros devem ser considerados neste potencial, como tipo de vegetação, estágio sucessional, dinâmica florestal e qualidade do material decíduo (Camargo *et al.*, 1999; O'Brien, Grimley, Gonzalez-Meler, 2010; Santos *et al.*, 2016).

As variações granulométricas podem ser responsáveis por maior quantidade de C e N nos perfis dos solos. Em geral, a matéria orgânica está mais associada às argilas e siltes, o que explica a maior concentração de C e N em solos argilosos (Pereira, Loss, Beutler & Torres, 2010).

Além disso, a textura do solo tem potencial de afetar a importância relativa de diferentes vias de perda e/ou retenção diferencial de matéria orgânica enriquecida em $\delta^{15}\text{N}$, o que pode ser uma influência adicional na indeterminação dos padrões globais de $\delta^{15}\text{N}$ edáfico (Craine *et al.*, 2015), pois locais tropicais altamente intemperizados têm maior probabilidade de apresentarmaiore concentrações de argila do que sítios localizados em altas latitudes.

Em todos os parques deste estudo foi observado que as porcentagens de nitrogênio diminuíram da camada superficial para as inferiores. As amostras coletadas no PT foram as que apresentaram maior porcentagem de nitrogênio no solo, com praticamente o dobro em relação ao encontrado nas amostras do PC, em todas as profundidades. As florestas que apresentaram maior porcentagem de N na camada superficial, em sequência, foram PT, PAV, PEFI e PC. Com exceção das amostras coletadas no PEFI, as quais após a camada de 20-30 cm de profundidade apresentaram queda na porcentagem de N para valores menores do que as coletadas nos PAV e PC, as curvas da Figura 3.6A se mostraram com decaimento semelhantes da porcentagem do elemento analisada.

Com relação à porcentagem de carbono no perfil vertical dos solos estudados, as

amostras do PT foram as que apresentaram maiores valores do elemento, seguido pelo PEFI, PAV e PC. Cabe destacar que a porcentagem média de carbono nas amostras do PT foi de 7% na camada superficial do solo e nos parques PAV e PC esse valor foi quase a metade. A profundidade de solo coletado foi inversamente proporcional à porcentagem de carbono nas amostras, ou seja, quanto mais profundo, menor era a quantidade de C analisada. As amostras do PAV e PC apresentaram valores muito próximos ao longo dos perfis estudados. Nas amostras do PEFI, a porcentagem de carbono foi maior que a do PAV e PC nas camadas superficiais, porém na camada mais profunda as curvas mostraram semelhança nos valores analisados (Figura 3.6B).

A quantificação de padrões de carbono e nitrogênio no solo é fundamental para prever futuras tendências em produtividade primária, capacidade de sequestro dos elementos, ciclagem de nutrientes, além de dar base teórica para a compreensão de diversas forçantes climáticas (Galloway et al., 2008).

A diminuição na porcentagem de C e N dos solos estudados segue uma tendência esperada, pois conforme as camadas se distanciam da fonte de matéria orgânica, ocorre a ciclagem dos elementos por organismos da microflora edáfica, transformando a forma orgânica do C e N em inorgânica (Trammell *et al.*, 2017), além de ocorrer a absorção pelas raízes finas das árvores. No entanto, a Figura 3.6A e 3.6B mostram que ao longo do perfil do solo, os valores de C e N encontrados nas amostras do PT foram muito maiores do que os das outras florestas, denotando assim uma condição diferenciada na matéria orgânica. Esta floresta urbana se encontra em uma região predominada por antigas plantações de café do início do século passado, fato que pode estar associado à porcentagem dos elementos analisados atualmente no solo. Além disso, a porcentagem de argila ao longo das diferentes profundidades no PT foi de 40%-60% maior do que nas outras áreas estudadas, fato que pode estar diretamente associado à maior retenção da matéria orgânica rica em C e N (Wan *et al.*, 2018).

Os resultados de C e N do solo também podem ser interpretados à luz de seus isótopos, os quais contribuem no entendimento da dinâmica do solo, da vegetação e da matéria orgânica no solo, podendo estabelecer um histórico de antropização no compartimento, onde o valor alterado de $\delta^{13}\text{C}$ em função de diluição isotópica pode ser um indicador de diferentes usos da terra (Balbinot, 2009; Mendonça *et al.*, 2010; Durigan, 2013).

Em relação ao $\delta^{15}\text{N}$, as amostras coletadas em todos os parques mostraram enriquecimento do isótopo ao longo do perfil do solo. As amostras do PT apresentaram em torno de um terço a mais de $\delta^{15}\text{N}$ que o PC e PEFI, nas camadas superficiais (Figura 3.6C).

O enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$ ao longo do perfil do solo está associado à decomposição da matéria orgânica que ocorre preferencialmente pelo 14N , restando assim maior proporção do isótopo do elemento. Com isso, o maior enriquecimento do $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ encontrado no PC pode estar associado à maior eficiência decompositora. O PC é o maior parque deste estudo e também o que tem a maior rede hídrica na superfície. Estes fatores podem alterar propriedades microclimáticas favorecendo assim a maior taxa de decomposição da serapilheira. Além disso, deve-se considerar que solos enriquecidos em $\delta^{15}\text{N}$ provavelmente perdem maior quantidade do elemento pela volatilização da amônia e desnitrificação, ao invés das perdas por lixiviação nas formas de N orgânico e NO_3^- . Isso provavelmente pode indicar que PEFI e PC devem estar otimizando a ciclagem de N nas camadas superficiais dos solos quando comparadas à PT e PAV (Figura 3.6C) (Lima, 2018; Anderson & Swift, 1983; Amundson *et al.*, 2003; Ferreira *et al.*, 2014).

Martins *et al.*, (2016) encontraram valores semelhantes de $\delta^{15}\text{N}$ ao longo de um perfil de solo na floresta Atlântica, variando entre 4,5 ‰ e 7‰ nos primeiros 50 cm de solo. Os autores mencionaram que o enriquecimento do $\delta^{15}\text{N}$ pode ser explicado pela diluição isotópica entre a parte que contem a serapilheira da floresta e o solo, dado que o sinal de $\delta^{15}\text{N}$ do material decíduo é menor. Logo, avaliar a produção, estoque e decomposição de serapilheira nestas florestas é um atributo complementar na dinâmica do C e N em florestas urbanas. Além disso, os maiores teores de argila podem estar relacionados à maior quantidade de $\delta^{15}\text{N}$ quando comparadas a solos mais arenosos, o que pode explicar o maior valor de $\delta^{15}\text{N}$ nas primeiras camadas do solo do PT (ver Tabela 3.1) (Nardoto *et al.*, 2008).

Para o $\delta^{13}\text{C}$, observou-se um enriquecimento do isótopo ao longo das camadas mais profundas do solo. As amostras de solo do PC apresentaram valores isotópicos superiores aos demais parques, ao passo que as amostras do PAV apresentaram os valores mais negativos (Figura 3.6D). Os valores totais de $\delta^{13}\text{C}$ encontrados nas amostras coletadas ao longo das profundidades dos quatro parques se diferenciaram, sendo que as amostras do PC foram as que tiveram os maiores valores encontrados, seguidos pelo PEFI, PT e PAV, conforme mostra Figura 3.6D. Os valores do isótopo do carbono foram sutilmente menores do que os encontrados por Martins *et al.*, (2016). A variação do $\delta^{13}\text{C}$ encontrado entre a superfície e a camada mais profunda pode ser explicada pela idade do solo que é mais velha, e conseqüentemente mais processado pela atividade microbiana (Ehleringer, Buchmann & Flanagan, 2000).

O PC chegou a mostrar um enriquecimento de $\delta^{13}\text{C}$ equivalente a 4‰ quando comparadas as camadas de extremidades, fato que pode ser explicado pelo fracionamento

isotópico durante a decomposição da serapilheira no solo florestal. A maior proximidade nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ na primeira camada do solo e o distanciamento observado na camada mais profunda evidencia que o PC apresenta uma condição diferenciada de ciclagem do elemento via processo de decomposição na matéria orgânica (Martinelli et al., 1999).

Em relação à razão C/N ao longo da profundidade nas áreas estudadas, a Figura 3.6E mostra semelhança no perfil das curvas entre os diferentes parques, porém, deve-se considerar que os valores identificados nas amostras de solo do PAV e do PT se mostraram mais constantes em relação à profundidade do solo, não tendo muita variação da razão entre a superfície até 50 cm de profundidade, com valor médio das amostras em torno de 14,0 para o PAV e 15,5 para o PT. A baixa variação da razão C/N ao longo da profundidade nestas florestas denotam baixa eficiência na ciclagem do N ao longo do perfil, ao passo que a diminuição da razão nas florestas PEFI e PC mostram maior eficiência na ciclagem do N ao longo da profundidade. Estes resultados da razão C/N no PC corroboram a explicação do aumento da atividade decompositora na floresta, fato que provavelmente levou ao enriquecimento do $\delta^{15}\text{N}$ (Silva, 2015).

Já as amostras dos parques PEFI e PC mostraram maior similaridade entre si na relação C/N, tendo curvas semelhantes entre as camadas superficiais e as mais profundas, estando em torno de 16,0 na camada inicial e 14,0 na camada mais profundas (Figura 3.6E). Estes resultados indicam menor quantidade de lignina presente na serapilheira, pois quanto mais elevada for a razão entre estes elementos, mais lenta será a decomposição da matéria orgânica.

Ao se desconsiderar a profundidade e analisar tanto a porcentagem de C e N, assim como os seus isótopos e razão C/N no solo como um valor médio, nota-se que o PT continua se diferenciando das demais florestas para os parâmetros estudados.

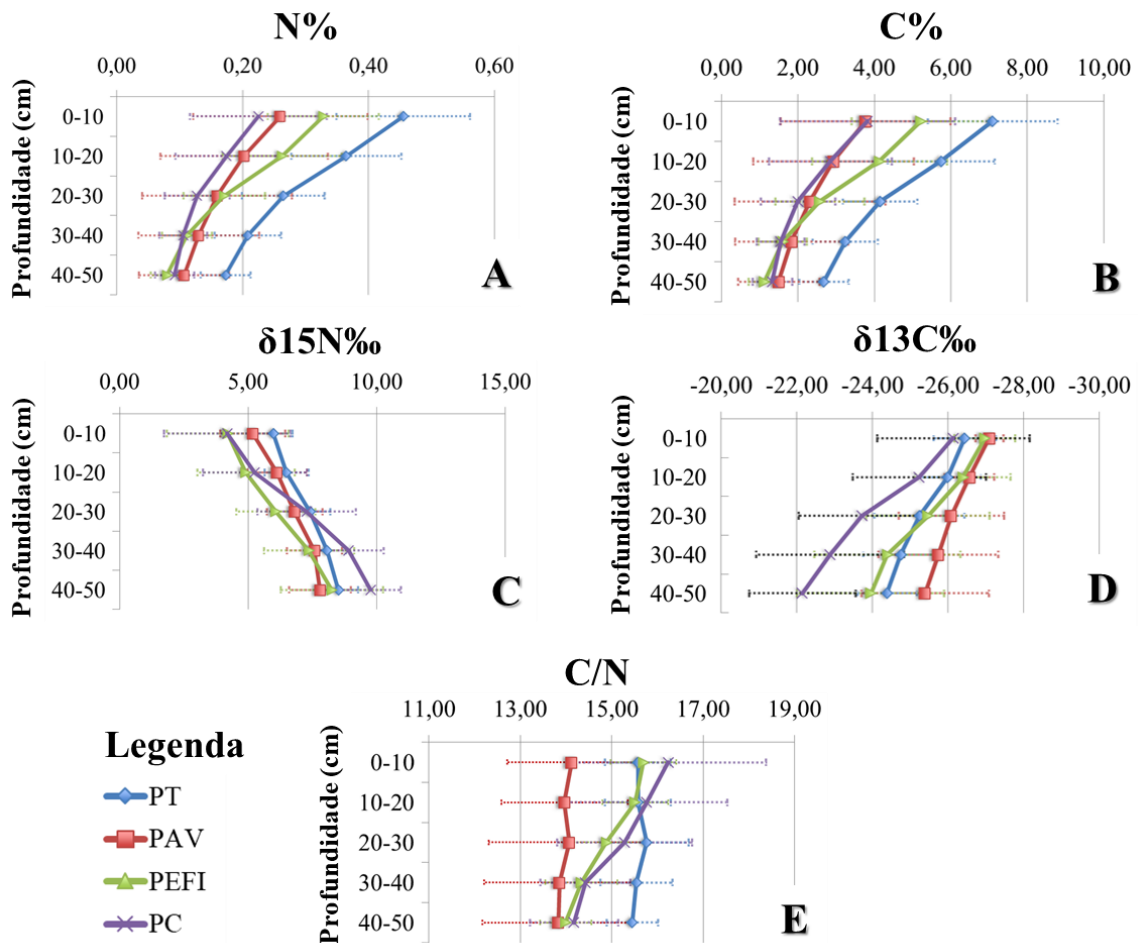


Figura 3.6 – Concentrações de porcentagem de Nitrogênio no solo (A), porcentagem de Carbono no solo (B), isótopos de Nitrogênio por mil (C), isótopos de Carbono por mil (D) e relação C/N (E) no solo com relação às profundidades estudadas.

Fonte: Acervo pessoal (2018).

Casas %

Em relação ao nitrogênio das amostras coletadas nos solos das diferentes florestas, o PT foi o que mostrou valores estatisticamente superiores. Os parques PAV e PEFI não diferiram entre si, assim como as amostras dos parques PAV e PC também não, conforme demonstrados na Figura 3.7A. Em síntese, as porcentagens de nitrogênio foram maiores em PT, seguidas por PEFI, PAV e PC.

A porcentagem de carbono foi estatisticamente maior no PT do que nas outras áreas de estudo, ao passo que entre as amostras das outras florestas não se observou diferenças significativas (Figuras 3.7B).

Ao se comparar os valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ nos solos se notou que as amostras do PEFI apresentaram valor estatisticamente inferior às amostras do PT e PC, sendo que o PAV não se diferenciou de nenhum local (Figura 3.7C). Os valores totais de $\delta^{13}\text{C}$ encontrados nas amostras de solo dos quatro parques se diferenciaram estatisticamente, sendo que as amostras

do PC foram as que tiveram o maior valor encontrado, seguido pelo PEFI, PT e PC (Figura 3.7D).

Em relação à razão C/N, as amostras coletadas no PT foram as que obtiveram valores estatisticamente mais altos, seguido pelas amostras do PEFI e PC. O PAV foi o parque que teve amostras de solos com os menores valores da razão estudada (Figura 3.7E).

A maior quantidade de nitrogênio no solo está, geralmente, vinculada ao maior volume de resíduos vegetais, e conseqüentemente, aos maiores valores de carbono. Quanto mais C estocado no solo, maior será a disponibilidade de N. No solo, tanto C quanto N se estabilizam em razão C/N próximo à dos microrganismos, que são os principais responsáveis pela ciclagem na matéria orgânica, sendo que a relação pode ser maior ou menor dependendo dos tipos de solos (Silva, 2015).

As maiores porcentagens de C e N nos solos do PT reforçam o histórico de uso da terra no início do século passado para fins de plantação de café, fato que pode ser evidenciado pelas quantidades dos elementos em camadas mais profundas. Este parque, embora esteja no centro da cidade de São Paulo, é um importante reservatório de nutrientes no compartimento edáfico. Deve-se considerar que a composição florística e a textura do solo são atributos importantes para a determinação da quantidade de C e N nas primeiras camadas do solo. Embora não se conheça a florística atual das áreas deste estudo, o PT é o parque a mais tempo manejado pelo homem e conhecido pela grande quantidade de espécies exóticas e invasoras que compõem a sua flora (São Paulo, 2018b). Estes fatos, aliados aos dados da Tabela 3.1 podem explicar, em partes, as maiores quantidades de C e N encontradas no PT (Jobbagy & Jackson 2000).

A menor porcentagem de N do solo encontradas no PC e os maiores valores de $\delta^{15}\text{N}$ indicam que este parque apresenta um eficiente sistema de decomposição da matéria orgânica e ciclagem do elemento no sistema. Por outro lado, o PEFI mostrou a segunda maior mediana em termos de porcentagem de N e o maior declínio de $\delta^{15}\text{N}$, o que indica um ciclo do N mais restrito no ecossistema e maior limitação do elemento disponível no solo. Essa sugestão é reforçada ao se considerar que a assinatura isotópica do N depende do equilíbrio entre a imobilização e a nitrificação do NH_4^+ no solo, pois a medida que se aumenta a imobilização do elemento, indicando um ciclo mais restrito e limitado em N, o solo fica isotopicamente mais leve em relação ao $\delta^{15}\text{N}$ (Garten, Inversen & Norby, 2011; Garten 1993).

O clássico trabalho de Hogberg & Johannisson (1993) mostrou que as perdas de nitrogênio de uma floresta de pinheiro no norte da Suécia foram diretamente relacionadas ao enriquecimento do $\delta^{15}\text{N}$ no solo, evidenciando assim a discriminação do isótopo. Nesta linha,

Martinelli et al., (1999) mostraram que em florestas tropicais, onde o N é mais abundante, há grandes perdas do elemento por lixiviação, mostrando um ciclo mais aberto com maior enriquecimento do $\delta^{15}\text{N}$, ao passo que em sistemas mais restritos em N, há um empobrecimento do isótopo devido a maior eficiência no uso do elemento e menor discriminação.

O isótopo do carbono é um ótimo indicador em estudos florestais. Claramente, a assinatura isotópica do carbono do solo segue um padrão governado principalmente pela assinatura oriunda do dossel, o qual pode variar dependendo do *status* da floresta. Por exemplo, em condições de estresse hídrico o $\delta^{13}\text{C}$ será discriminado e as folhas das árvores apresentarão assinatura isotópica mais leve. Estas folhas levarão para o solo um material orgânico que será decomposto mais rico em $\delta^{13}\text{C}$, contribuindo assim para o sinal encontrado.

Neste estudo foi observado o maior valor de $\delta^{13}\text{C}$ nas amostras de solo do PC, o que juntamente ao resultado de $\delta^{15}\text{N}$ indica um processo de decomposição e ciclagem de nutrientes mais eficiente. Porém, ao se analisar o PT, nota-se que neste parque outros processos devem estar operando no sinal isotópico encontrado, como por exemplo, a baixa eficiência decompositora da matéria orgânica, pois tanto a porcentagem de C quanto o $\delta^{13}\text{C}$ se mantiveram altos. Este fato é reforçado pela Figura 3.7E, a qual mostra o maior valor encontrado na razão C/N neste parque.

Embora a decomposição da serapilheira seja um fator chave para a assinatura isotópica do C em solos de florestas urbanas, junto ao aporte do material decíduo no chão da floresta, entender o fator responsável pela mudança na concentração de $\delta^{13}\text{C}$ no compartimento edáfico é um ponto crítico na compreensão das taxas de *turnover* do elemento no solo. Ehlringer, Buchmann & Flanagan(2000) propuseram algumas respostas para isso, dentre as quais se destacam a influência da composição isotópica da atmosfera, a qual está ficando empobrecida de $\delta^{13}\text{C}$ devido a queima de combustíveis fósil nos últimos anos e o fracionamento microbiano do $\delta^{13}\text{C}$ durante a decomposição, considerando que ao longo da oxidação da matéria orgânica os microrganismos dão preferência ao carbono mais leve. Tais evidências podem explicar valor estatisticamente superior de $\delta^{13}\text{C}$ no PC.

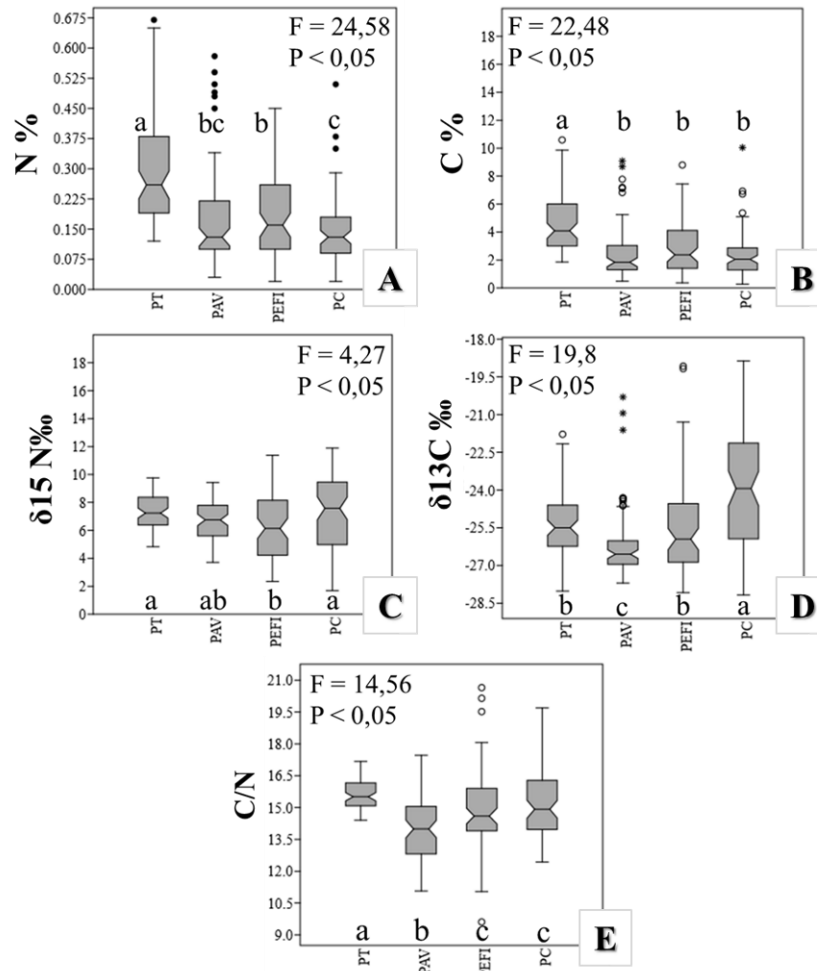


Figura 3.7 – A - Porcentagens de nitrogênio; B – Concentração de $\delta^{15}\text{N}$; C - ANOVA porcentagem de nitrogênio e D - ANOVA da concentração de $\delta^{15}\text{N}$, sendo os pontos pretos outliers.

Fonte: Acervo pessoal (2018).

A Análise de Componentes Principais (ACP) mostrou que o efeito de profundidade foi mais evidente do que o efeito de gradientes na variabilidade conjunta dos dados de C e N, isto é, quanto mais profundas as amostras menos dispersas são os resultados. O eixo 1 teve a maior explicabilidade da PCA com mais de 90%. Nota-se na Figura 3.8 que as unidades amostrais relacionadas a camadas mais superficiais se ordenaram preferencialmente no lado direito do gráfico, ao passo que as unidades referentes a camadas mais profundas do lado esquerdo. Este resultado reforça os dados obtidos nas Figuras 3.6A e 3.6B, as quais mostram concentrações distintas de C e N em camadas mais profundas do solo quando comparadas às camadas mais superficiais. A Figura 3.8B mostrou a mesma tendência em relação as áreas estudadas dentro de uma floresta.

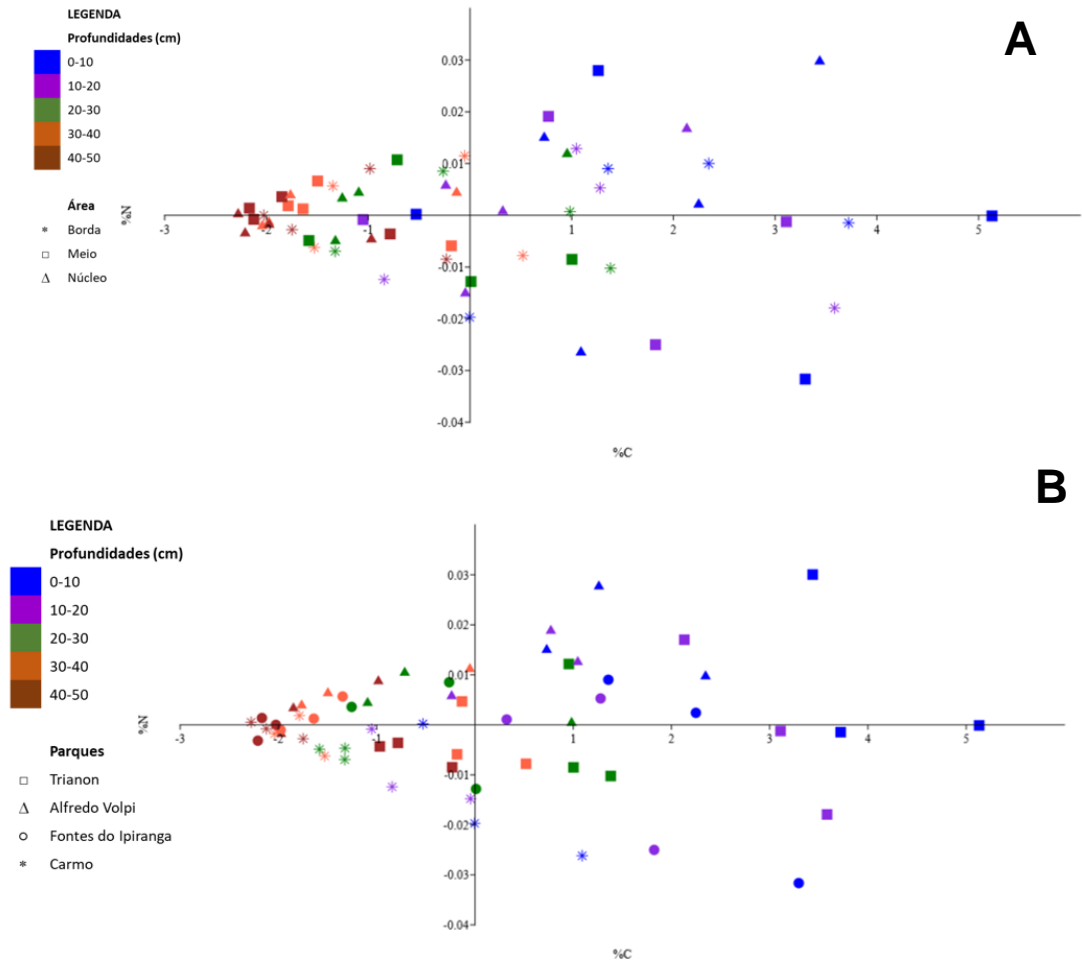


Figura 3.8 – Análise de componentes principais mostrando o efeito da localização do parque na cidade e o efeito da área de coleta de solo (borda, meio ou núcleo) dentro de cada parque estudado.

Fonte: Acervo pessoal (2018).

A Figura 3.9A e 3.9B mostram que o PT foi o local mais importante para estocar carbono e nitrogênio no solo. Como discutido anteriormente, diversos fatores estão associados a isso, com destaque para a textura do solo e o provável histórico de uso da terra para fins de plantação de café. Os estoques de carbono no solo de florestas urbanas podem causar impactos significativos na concentração do dióxido de carbono da atmosfera. Em locais de clima tropical, as condições climáticas auxiliam na decomposição da matéria orgânica do solo, que formam ligações com partículas como frações de argila. Solos com maiores teores de argilas possuem maiores teores de carbono, fato que já não ocorre em solos arenosos.

Solos com maior estoque de carbono possuem maior quantidade de matéria orgânica, e consequentemente maiores estoques de nitrogênio, fatos que se associam aos processos de mineralização da matéria orgânica do solo. Os aspectos nutricionais de solos urbanos estão relacionados à produtividade das florestas, as quais são prestadoras de serviços ecossistêmicos (Silva, 2015; Endreny, 2018; Scholz, Hof & Schimitt, 2018).

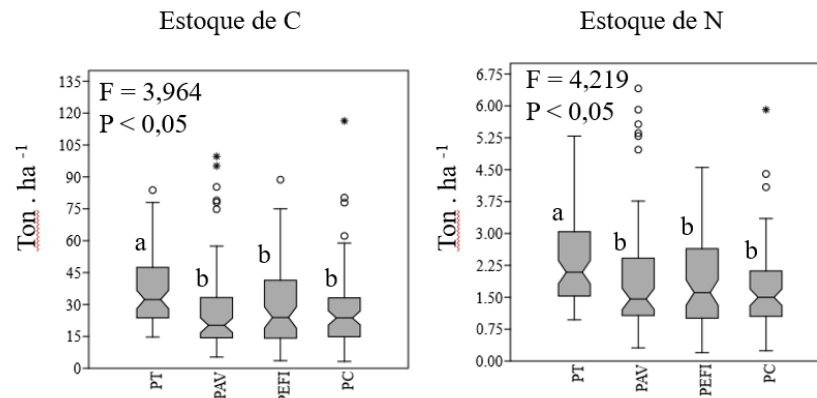


Figura 3.9 – Estoques de carbono e nitrogênio em solos de diferentes florestas urbanas de São Paulo.
Fonte: Acervo pessoal (2018).

A compreensão dos estoques de carbono e nitrogênio em solos urbanos vai além do conhecimento para o adequado manejo de fragmentos florestais, mas está relacionado à melhor compreensão das distribuições e controles destes elementos em sistemas naturais, dado que eles protagonizam um cenário de mudanças climáticas em escala global (Melillo et al., 2017).

Os níveis de gases de efeito estufa que têm sido lançados na atmosfera desde o período pré-industrial têm aumentado em níveis alarmantes, com destaque para CO₂, CH₄ e N₂O. Juntos, estes gases são responsáveis pelo acúmulo de forçantes radiativas, as quais conduzem a um aumento da temperatura média da atmosfera de aproximadamente 0,17 °C por década, o que está além da capacidade de ajuste dos ecossistemas para os padrões atuais. Com isso, regimes de chuvas poderão ser alterados, gerando assim um provável declínio de carbono em reservatórios edáficos (IPCC, 2014; Marengo, Tomasella & Nobre, 2017).

Esta diminuição de C nos solos florestais tem consequências ecológicas e socioeconômicas adversas, as quais reforçam a necessidade de se conhecer e manejar adequadamente os solos urbanos, pois além de serem fontes e sumidouros de nutrientes vegetais, também são importantes na infiltração de água para recarga de aquíferos e substrato de energia para a biota urbana (Lal, 2004).

Alguns trabalhos têm mostrado concentrações acima das encontradas no presente trabalho, chegando a $78,30 \pm 2,04$ e $57,00 \pm 12,60$ de estoques de carbono (Pouyat, Groffman, Yesilonis, & Hernandez, 2002; Aryal, De Jong, Mendoza-Vega, Ochoa-Gaona & Esparza-Olguín, 2017). O trabalho feito por Martins (2010), na Serra do Mar do Estado de São Paulo, mostrou valores menores ao do presente estudo, chegando ao máximo de $29,74 \pm 6,51$. Com relação ao estoque de nitrogênio, Aryal, De Jong, Mendoza-Vega, Ochoa-Gaona & Esparza-Olguín (2017) obtiveram valores de concentração de até $4,20 \pm 1,20$, ao passo que Martins

(2010) verificou valores de no máximo de $2,33 \pm 0,45$, conforme Tabela 3.2.

Tabela 3.2 – Tabela comparativa com valores de estoque de carbono e nitrogênio encontrados neste e em outros estudos.

AUTOR/ANO	[C] (MG.HA-1)	[N] (MG.HA-1)	LOCAL	TIPO
Este trabalho	$36,24 \pm 15,83$	$2,32 \pm 1,00$	Parque Trianon, SP	Florestas urbanas tropicais
	$27,09 \pm 21,36$	$1,88 \pm 1,36$	Parque Alfredo Volpi, SP	
	$29,53 \pm 20,09$	$1,92 \pm 1,15$	Parque Estadual Fontes do Ipiranga, SP	
	$26,76 \pm 18,80$	$1,68 \pm 0,96$	Parque do Carmo, SP	
Aryal, De Jong, Mendoza-Vega, Ochoa-Gaona, & Esparza-Olguín, 2017	$57,00 \pm 12,60$	$4,20 \pm 1,20$	0-10 cm, Península de Yucatán, México	Floresta tropical primária
	$39,90 \pm 9,80$	$2,80 \pm 0,70$	10-20 cm, Península de Yucatán, México	
	$32,00 \pm 7,00$	$3,00 \pm 1,00$	20-30 cm, Península de Yucatán, México	
	$52,20 \pm 7,80$	$3,60 \pm 0,00$	0-10 cm, Península de Yucatán, México	Floresta tropical secundária com 35 anos
	$33,60 \pm 2,80$	$2,80 \pm 0,00$	10-20 cm, Península de Yucatán, México	
	$18,90 \pm 1,40$	$1,40 \pm 0,70$	20-30 cm, Península de Yucatán, México	
Livesley, Ossola, Threlfall, Hahs & Williams, 2016	80,00	----	0-30 cm, Melbourne, Austrália	Solo sob copa de árvores em ambiente urbano
Nagy, Lockaby, Zipperer & Marzen, 2014	$10,00 \pm 1,00$	$0,30 \pm 0,00$	0-7,5 cm, Costa da Flórida, EUA	Floresta Subtropical Natural
	$14,00 \pm 2,00$	$0,40 \pm 0,10$	7,5-30 cm, Costa da Flórida, EUA	
	$18,00 \pm 3,00$	$0,60 \pm 0,10$	30-60 cm, Costa da Flórida, EUA	
	$21,00 \pm 4,00$	$0,70 \pm 0,10$	0-7,5 cm, Costa da Flórida, EUA	Floresta Subtropical Urbana
	$48,00 \pm 13,00$	$1,40 \pm 0,40$	7,5-30 cm, Costa da Flórida, EUA	
	$38,00 \pm 9,00$	$1,10 \pm 0,20$	30-60 cm, Costa da Flórida, EUA	
Bedison, J. E., Scatena, F. N. & Mead, J. V., 2013	$100,30 \pm 15,00$	$5,60 \pm 0,60$	0-30 cm, Planície Costeira Atlântica do Bacia do Rio Delaware, EUA	Zona temperada arborizada ribeirinha
	$90,60 \pm 12,10$	$5,80 \pm 0,70$	0-30 cm, Planície Costeira Atlântica do Bacia do Rio Delaware, EUA	Zona temperada não arborizada ribeirinha
Martins, 2010	$15,83 \pm 5,80$	$0,90 \pm 0,20$	Serra do Mar, SP, altitude 0 m.	Floresta Tropical
	$24,12 \pm 8,21$	$1,75 \pm 0,63$	Serra do Mar, SP, altitude 100 m.	
	$29,74 \pm 6,51$	$2,33 \pm 0,45$	Serra do Mar, SP, altitude 400 m.	
	$29,45 \pm 14,76$	$2,21 \pm 1,00$	Serra do Mar, SP, altitude 1000 m.	
Zhang, Luo, Wong, Zhao & Zhang, 2007	$146,10 \pm 43,58$	----	0-100 cm, China	Floresta secundária tropical
	$25,06 \pm 10,38$	----	0-100 cm, China	Parques urbanos em região tropical
Pouyat, Yesilonis & Nowak, 2006	$77,70 \pm 2,00$	----	Estados Unidos, média solos urbanos	Solos urbanos em zona temperada norte americana
	$78,30 \pm 2,04$	----	Atlanta, EUA	
	$63,00 \pm 1,64$	----	Baltimore, EUA	
	$59,00 \pm 1,50$	----	Boston, EUA	
	$54,90 \pm 1,43$	----	Chicago, EUA	
	$59,00 \pm 1,50$	----	Oakland, EUA	
	$71,00 \pm 1,85$	----	Syracuse, EUA	
	$42,00 \pm 4,00$	----	Hong Kong, China	Parques urbanos em região tropical
Jobbágy & Jackson, 2001	58	0,7	Aridissolos da base de dados dos EUA	Solos em zona temperada norte americana
	125	1,23	Molissolos da base de dados dos EUA	
	70	0,52	Ultissolos da base de dados dos EUA	

AUTOR/ANO	[C] (MG.HA-1)	[N] (MG.HA-1)	LOCAL	TIPO
Camargo <i>et al.</i> 1999	51	----	300-500 cm, pasto degradado, Amazônia	Floresta tropical
	76	----	500-800 cm, pasto degradado, Amazônia	
	45	----	300-500 cm, pasto gerenciado, Amazônia	
	61	----	500-800 cm, pasto gerenciado, Amazônia	
	51	----	300-500 cm, capoeira fechada, Amazônia	
	64	----	500-800 cm, capoeira fechada, Amazônia	
	38	----	300-500 cm, floresta, Amazônia	
	51	----	500-800 cm, floresta, Amazônia	

Fonte: Adaptado de Camargo *et al.* (1999), Jobbágy & Jackson (2001), Pouyat, Groffman, Yesilonis, & Hernandez (2002), Martins (2017) e Aryal, De Jong, Mendoza-Vega, Ochoa-Gaona & Esparza-Olguín (2017).

Como estudos de estoque e dinâmica de C e N em solos urbanos são raros no Brasil, os resultados deste trabalho trazem pioneiramente uma primeira estimativa destes elementos em solos de florestas urbanas para que medidas adequadas de políticas públicas e manejo de áreas protegidas sejam efetivadas mediante as discussões nacionais e internacionais sobre mudanças climáticas e medidas de mitigação.

Atenção especial se dá a Lei federal 11.428/06 (Lei da Mata Atlântica), a qual promove, por meio do Plano Municipal da Mata Atlântica (PMMA), a restauração do bioma, promulgando que a conexão entre fragmentos florestais, bem como a recuperação de áreas degradadas ocorra em nível municipal. A cidade de São Paulo já mapeou as áreas verdes ociosas do município, as quais têm grande potencial de se transformarem em unidades de conservação. Porém, a gestão municipal ainda carece de dados sobre o ambiente físico e biótico destes espaços vazios urbanos. Os resultados mostrados neste trabalho podem servir de base para a seleção de áreas críticas para sequestro e estoque de elementos importantes na adaptação das cidades frente a futuros cenários de mudanças climáticas (Mugwedi *et al.*, 2018; Zolch, Walsler & Pauleit, 2018).

3.4 Conclusão

Os resultados deste capítulo mostram que os resultados de C e N, bem como os seus isótopos, se comportam diferentemente em solos de florestas urbanas de São Paulo. Nota-se, entretanto, que a floresta localizada mais ao centro da cidade (PT) é aquela que apresentou valores mais discrepantes na quantidade dos elementos analisados, sendo as principais razões disso a textura do solo e o provável uso pretérito da terra. Por outro lado, os achados do presente estudo trazem algumas elucidicações sobre prováveis padrões de ciclagem de carbono e nitrogênio em florestas urbanas. O PC parece ser um fragmento florestal com

características particulares em relação ao ciclo do N, com características de ser menos restrito, com entradas e saídas no elemento mais equilibradas do que em outras áreas.

A decomposição da matéria orgânica desempenha importante papel em todas as áreas de estudo, sendo que os seus indicadores ($\delta^{15}\text{N}$ e C/N) mostraram que a floresta mais distante do centro da cidade foi aquela com maior capacidade de ciclar os nutrientes.

Os estoques de C e N em solos urbanos deste estudo se distanciam um pouco de outros encontrados em florestas urbanas ou em outras tipologias, como florestas primárias preservadas. Este conjunto de resultados demonstra de forma pioneira valores de C e N que podem ser utilizados para diversos fins na gestão pública, como por exemplo, na elaboração e aperfeiçoamento de planos de manejo, na tomada de decisão sobre a escolha de áreas municipais com potencial para se tornar unidades de conservação e contribuir assim como medida de adaptação às mudanças climáticas baseada em ecossistemas, além de fomentar informações importantes em relatórios municipais sobre emissão, sequestro e estoque de carbono.

REFERÊNCIAS

- Almeida, A. L. B. S. S. L. (2006). O valor das árvores: árvores e floresta urbana de Lisboa. Universidade de Lisboa, Portugal. (tese de doutorado).
- Alves, B. J. R., Zotarelli, L., Jantalia, C. P., Boddey, R. M., & Urquiaga, S. (2005). Emprego de isótopos estáveis para o estudo do carbono e do nitrogênio no sistema solo-planta. *Processos biológicos no sistema solo-planta: Ferramentas para uma agricultura sustentável*. Brasília, Embrapa-SCT, 343-350.
- Amundson, R., Austin, A. T., Schuur, E. A., Yoo, K., Matzek, V., Kendall, C., ... & Baisden, W. T. (2003). Global patterns of the isotopic composition of soil and plant nitrogen. *Global biogeochemical cycles*, 17(1).
- Anderson JM, Swift MJ (1983) Decomposition in tropical forest. In: Sutton SL, Whitmore TC, Chadwick AC (eds) *Tropical rain forest: Ecology and management*. Blackwell, Oxford, pp 287–309
- Aryal, D. R., De Jong, B. H. J., Mendoza-Vega, J., Ochoa-Gaona, S. & Esparza-Olguín, L. (2017). Chapter 14: Soil Organic Carbon Stocks and Soil Respiration in Tropical Secondary Forest in Southern Mexico. *Progress in Soil Science*. 153-165.
- Badiru, A. I., Pires, M. A. & Rodríguez, A. C. M. (2005). Método para a Classificação Tipológica da Floresta Urbana visando o Planejamento e a Gestão das Cidades. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil*. INPE, 1427-1433.
- Balbinot, R. (2009). Carbono, nitrogênio e razões isotópicas $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ no solo e vegetação de estágios sucessionais de floresta ombrófila densa submontana. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 103. (tese de doutorado).
- Bedison, J. E., Scatena, F. N., & Mead, J. V. (2013). Influences on the spatial pattern of soil carbon and nitrogen in forested and non-forested riparian zones in the Atlantic Coastal Plain of the Delaware River Basin. *Forest ecology and management*, 302, 200-209.
- Bocuzzi, G. (2017). Nitrogênio e fósforo na interface atmosfera-vegetação arbórea-solo de remanescentes de Floresta Atlântica expostos a fatores de estresse ambiental. São Paulo, Instituto de Botânica, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 125 (tese de mestrado).
- Camargo, P. B., Trumbore, S. E., Martinelli, L. A., Davidson, E. A., Nepstad, D. C., Victoria, R. L. (1999). Soil carbon dynamics in regrowing forest of eastern Amazonia. *Global Change Biology* (5), 673-702.
- Camargo, P. B. (2018). Cálculo de densidade pelo método utilizado pelo método de cravação de cilindro do CENA-USP. Notas de pesquisa. Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Cox, P. M., Huntingford, C., & Williamson, M. S. (2018). Emergent constraint on equilibrium climate sensitivity from global temperature variability. *Nature*, 553(7688), 319 p.

- Craine, J. M., Elmore, A. J., Wang, L., Augusto, L., Baisden, W. T., Brookshire, E. N. J., Cramer, M. D., Hasselquist, N. J., Hobbie, Erik A., Kahmen, Ansgar Koba, K., Kranabetter, J. M., Mack, Michelle C., Marin-Spiotta, E., Mayor, J. R., Mclauchlan, K. K., Michelsen, Anders Nardoto, Gb Oliveira, R. S., Perakis, S. S., Peri, P. L., Quesada, C. A., Richter, A., Schipper, L. A., Stevenson, B. A., Et Al. (2015). Convergence of soil nitrogen isotopes across global climate gradients. *Scientific Reports*, 5, 8280.
- Durigan, M. R. (2013). Mudança nos estoques de carbono e nitrogênio do solo em função da conversão do uso da terra no Pará. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. 101 (tese de mestrado).
- Endreny, T. A. (2018). Strategically growing the urban forest will improve our world. *Nature communications*, 9(1), 1160.
- Ferreira, M. L.; Aguiar, A. O. E.; Cortese, T. T. P.; Kniess, C. T.; Quaresma, C. C. ; Paschoalin Filho, J. A. (2015). Cidades inteligentes e sustentáveis: problemas e desafios. In: Sandra Medina Benini; Jeane Aparecida Rombi de Godoy Rosin. (Org.). *Estudos Urbanos: uma abordagem interdisciplinar da cidade contemporânea*. 1ed. Tupã: ANAP (1), 81-111.
- Fujisaki, K., Perrin, A. S., Desjardins, T., Bernoux, M., Balbino, L. C., & Brossard, M. (2015). From forest to cropland and pasture systems: a critical review of soil organic carbon stocks changes in Amazonia. *Global change biology*, 21(7), 2773-2786.
- Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J. R., ... & Sutton, M. A. (2008). Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 320 (5878), 889-892.
- Garten, C. T. (1993). Variation in foliar $\delta^{15}\text{N}$ abundance and the availability of soil nitrogen on Walker Branch watershed. *Ecology*, 74(7), 2098-2113.
- Garten, C. T., Iversen, C. M., & Norby, R. J. (2011). Litterfall $\delta^{15}\text{N}$ abundance indicates declining soil nitrogen availability in a freeair CO_2 enrichment experiment. *Ecology*, 92(1), 133-139.
- Gately, C. K., Hutyrá, L. R., & Wing, I. S. (2015). Cities, traffic, and CO_2 : A multidecadal assessment of trends, drivers, and scaling relationships. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112 (16), 4999-5004.
- Grimm, N.B., Faeth, S. H., Golubiewski, N.E. et al. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science* 319, 756760.
- Groffman, P. M., Pouyat, R. V., Cadenasso, M. L., Zipperer, W. C., Szlavecz, Yesilonis, I. D., Band, L. E., Brush, G. S. (2006). Land use context and natural soil controls on plant community composition and soil nitrogen and carbon dynamics in urban and rural forests. *Forest Ecology and Management* 236, 177–192 p.
- Högberg, P., & Johannisson, C. (1993). ^{15}N abundance of forests is correlated with losses of nitrogen. *Plant and Soil*, 157(1), 147-150.

- Huang, W. J., Zhou, G. Y., Liu, J. X. (2012). Nitrogen and phosphorus status and their influence on aboveground production under increasing nitrogen deposition in three successional forests. *Acta Oecologica* 44: 20-27.
- IPCC, 2014: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Summaries, Frequently Asked Questions, and Cross-Chapter Boxes. A Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 190 pp.
- Jobbágy, E. G. & Jackson, R. B. (2001). The distribution of soil nutrients with depth: Global patterns and the imprint of plants. *Biogeochemistry*. 53: 51-77.
- Kuang, F., Liu, X., Zhu, B., Shen, J., Pan, Y., Su, M., Goulding, K. (2016). Wet and dry nitrogen deposition in the central Sichuan Basin of China. *Atmospheric Environment*, 143, 39-50.
- Lal, R. (2005). Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* 220, 242-258.
- Lehmann, J., & Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528 (7580), 60.
- Lima, H. P. (2018) Caracterização do meio físico de quatro florestas urbanas da cidade de São Paulo, SP. Monografia apresentada ao curso de especialização em Gestão Ambiental e Sustentabilidade da Universidade Nove de Julho, 2018.
- Livesley, S. J., Ossola, A., Threlfall, C. G., Hahs, A. K., & Williams, N. S. G. (2016). Soil carbon and carbon/nitrogen ratio change under tree canopy, tall grass, and turf grass areas of urban green space. *Journal of environmental quality*, 45(1), 215-223.
- Marengo, J. A., Tomasella, J., & Nobre, C. A. (2017). Climate change and water resources. In *Waters of Brazil* (pp. 171-186). Springer, Cham.
- Martinelli, L. A., Piccolo, M. C., Townsend, A. R., Vitousek, P. M., Cuevas, E., McDowell, W., ... & Treseder, K. (1999). Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: tropical versus temperate forests. *Biogeochemistry*, 46(1-3), 45-65.
- Martins, S. C. (2010). Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente latitudinal da Mata Atlântica, Estado de São Paulo. Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 155 (tese de doutorado).
- Martins, S. C., Neto, E. S., Piccolo, M. C., Almeida, D. Q., de Camargo, P. B., do Carmo, J. B., ... & Martinelli, L. A. (2015). Soil texture and chemical characteristics along an elevation range in the coastal Atlantic Forest of Southeast Brazil. *Geoderma Regional*, 5, 106-116.
- Melillo, J. M., Frey, S. D., Deangelis, K. M., Werner, W. J., Bernard, M. J., Bowles, F. P., ...

- & Grandy, A. S. (2017). Long-term pattern and magnitude of soil carbon feedback to the climate system in a warming world. *Science*, 358 (6359), 101-105.
- Mendonça, L. A. R., Frischkorn, H, Santiago, M. F., Camargo, P. B., Lima, J. O. G. & Mendes Filho, J. (2010). Identificação de mudanças florestais por $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos solos da Chapada do Araripe, Ceará. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental* 14 (3) 314-319.
- Moreira, T. C. L. (2010). Interação da poluição atmosférica e a vegetação arbórea na cidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2010.
- Mugwedi, L. F., Ray-Mukherjee, J., Roy, K. E., Egoh, B. N., Pouzols, F. M., Douwes, E., ... & Moilanen, A. (2018). Restoration planning for climate change mitigation and adaptation in the city of Durban, South Africa. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 14(1), 132-144.
- Nagy, R. C., Lockaby, B. G., Zipperer, W. C., & Marzen, L. J. (2014). A comparison of carbon and nitrogen stocks among land uses/covers in coastal Florida. *Urban ecosystems*, 17(1), 255-276.
- Nardoto, G. B., Ometto, J. P. H. B., Ehleringer, J. R., Higuchi, N., da Cunha Bustamante, M. M., & Martinelli, L. A. (2008). Understanding the influences of spatial patterns on N availability within the Brazilian Amazon forest. *Ecosystems*, 11(8), 1234-1246.
- Navarrete, D., Sitch, S., Aragão, L. E., & Pedroni, L. (2016). Conversion from forests to pastures in the Colombian Amazon leads to contrasting soil carbon dynamics depending on land management practices. *Global change biology*, 22 (10), 3503-3517.
- O'Brien, S.L., Jastrow, J.D., Grimley, D.A., Gonzalez-Meler, M.A., (2010). Moisture and vegetation controls on decadal-scale accrual of soil organic carbon and total nitrogen in restored grasslands. *Glob. Chang. Biol.* 16, 2573–2588.
- Pereira, M. G., Loss, A., Beutler, S. J., & Torres, J. L. R. (2010). Carbon, light organic matter and remaining phosphorus in different soil management systems. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 45(5), 508-514.
- Piccolo, M. C. (1989). *Dinâmica do nitrogênio incorporada na forma orgânica em solos de várzea e terra firme na Amazônia Central*. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 172 (tese de mestrado).
- Pouyat, R. V., Groffman, P., Yesilonis, I. & Hernandez, L. (2002). Soil carbon pools and fluxes in urban ecosystems. *Environmental Pollution* 116, 107-118.
- Pouyat, R. V., Yesilonis, I. D., Egitto, B. A., & Zhu, W. (2017). Soil carbon and nitrogen cycling and ecosystem service in cities. In *Urban Soils* CRC Press. 121-136.
- Pouyat, R. V., Yesilonis, I. D., & Nowak, D. J. (2006). Carbon storage by urban soils in the United States. *Journal of environmental quality*, 35(4), 1566-1575.
- Rodrigues, E. A.; Victor, R. A. B. M.; Nalon, M. A.; Ferreira, M. L.; Luca, E. F.; Mazzei, K.

- (2015) Metas nacionais de biodiversidade para 2020, representatividade ecológica e efetividade de manejo das unidades de conservação no Estado de São Paulo. In: Allan Leon Casemiro da Silva; Sandra Medina Benini; Leonice Seolin Dias. (Org.). Fórum Ambiental: uma visão multidisciplinar da questão ambiental. 1ed. Tupã: ANAP, 2015, v. , p. 77-102.
- Rogelj, J., Popp, A., Calvin, K. V., Luderer, G., Emmerling, J., Gernaat, D., ... & Krey, V. (2018). Scenarios towards limiting global mean temperature increase below 1.5° C. *Nature Climate Change*, 8 (4), 325
- Santos, L. T., Marra, D. M., Trumbore, S., de Camargo, P. B., Negrón-Juárez, R. I., Lima, A. J., ... & Higuchi, N. (2016). Windthrows increase soil carbon stocks in a Central Amazon forest. *Biogeosciences*, 13(4), 1299.
- São Paulo (Município) (2018a). *Mapa Digital da Cidade de São Paulo – GEOSAMPA*. Secretaria Municipal de Urbanismo e Licenciamento. Recuperado em: 28 Maio, 2018, de: http://geosampa.prefeitura.sp.gov.br/PaginasPublicas/_SBC.aspx
- São Paulo (Município) (2018b). *Palmeiras Seafórtias serão removidas do Parque Trianon*. Recuperado em 18 Junho, 2018, de: http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/noticias/?p=245891
- Scharenbroch, B. C., Lloyd, J. E. & Johnson-Maynard, J. L. (2005). Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties. *Science*, 283-296.
- Schneider, A., Friedl, M.A. & Potere, D. (2009). A new map of global urban extent from MODIS satellite data. *Environ. Res. Lett.* (4), 1-11
- Scholz, T., Hof, A., & Schmitt, T. (2018). Cooling Effects and Regulating Ecosystem Services Provided by Urban Trees—Novel Analysis Approaches Using Urban Tree Cadastre Data. *Sustainability*, 10(3), 712.
- Seto, K.C., Guneralp B., Hutyra, L.R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 109, 1608316088.
- Silva, L. J. (2015). *Estoques de carbono e nitrogênio de solos e sua relação com atributos químicos de solos, águas e sedimentos marginais como indicadores de manejo e conservação de ecossistemas na Bacia do Rio Paraopeba-MG*. Universidade Federal de Viçosa. Florestal, MG. 118. (tese de mestrado).
- Silva, J. C. S. (2017). *Estoques e fluxos de carbono e nitrogênio acima e abaixo do solo em fragmentos de Floresta Atlântica no sul do Brasil*. Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo. 155. (tese de mestrado).
- Silver, W. L.; Neff, J.; McGroddy, M.; Veldkamp, E.; Keller, M.; Cosme, R. (2000). Effects of soil texture on belowground carbon and nutrient storage in a lowland Amazonian forest ecosystem. *Ecosystems*, New York, 3 (2) 193-209.
- Sousa Neto, E. R. (2012). *Fluxos de óxido nitroso (N₂O), metano (CH₄) e dióxido de carbono*

(CO²) a partir de um solo cultivado com cana-de-açúcar sob diversos tratos culturais. Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 84p. (tese de doutorado).

- Tanner, E. V. J., Sheldrake, M. W., & Turner, B. L. (2016). Changes in soil carbon and nutrients following 6 years of litter removal and addition in a tropical semi-evergreen rain forest. *Biogeosciences*, 13(22), 6183.
- Telles, E. C. C. (2002). *Dinâmica de carbono no solo influenciada pela textura, drenagem, mineralogia e carvões em florestas primárias na região centro-oriental da Amazônia*. Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba (tese de doutorado).
- Telles, E. C. C.; Camargo, P. B.; Martinelli, L. A.; Trumbone, S. E.; Costa, E. S.; Santos, J.; Higuchi, N.; Oliveira Junior, R. C. (2003). Influence of soil texture on carbon dynamics and storage potential in tropical forest soils of Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles*, Washington, v. 17, n. 2, p. 9.1 – 9.12.
- Thurman, E. M. (1985). Organic geochemistry of natural Waters. *Dordrecht: Martinus Nijhoff*, 2, 497.
- Trumbore, S. & Camargo, P. B. (2009). Dinâmica do Carbono do Solo. Geophysical Monograph Series 186.
- Trammell, T. L. E., Pouyat, R. V., Carreiro, M. M., & Yesilonis, I. (2017). Drivers of soil and tree carbon dynamics in urban residential lawns: a modeling approach. *Ecological Applications*, 27(3), 991-1000.
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2015). World Population Prospects: The 2015 Revision, Key Findings and Advance Tables. Working Paper. No. ESA/P/WP. 241.
- Vitousek, P. M.; Aber, J. D.; Howarth, R. W.; Likens, G. E.; Matson, P. A.; Schindler, D. W.; Schlesinger, W. H & Tilman, D. G. (1997). Human Alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7 (3), 737-757.
- Yesilonis, I., Scharenbroch, B., Rosier, C., Pouyat, R. V., Day, S., & Trammell, T. L. (2017). Drivers of Urban Soil Carbon Dynamics. *In Urban Soils*. CRC Pres 93-120.
- Wan, X., Xiao, L., Vadeboncoeur, M. A., Johnson, C. E., & Huang, Z. (2018). Response of mineral soil carbon storage to harvest residue retention depends on soil texture: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 408, 9-15.
- Zhang, H. B., Luo, Y. M., Wong, M. H., Zhao, Q. G., & Zhang, G. L. (2007). Soil organic carbon storage and changes with reduction in agricultural activities in Hong Kong. *Geoderma*, 139(3-4), 412-419.
- Zölch, T., Wamsler, C., & Pauleit, S. (2018). Integrating the ecosystem-based approach into municipal climate adaptation strategies: The case of Germany. *Journal of Cleaner Production*, 170, 966-977.

CAPÍTULO 4

CONSIDERAÇÕES FINAIS

4. Considerações Finais

Os resultados do presente estudo traz alguns esclarecimentos sobre o comportamento dos metais pesados em florestas urbanas, além da maior compreensão do carbono e nitrogênio em fragmentos florestais localizados no meio da cidade de São Paulo.

Foi observado que as florestas apresentam funcionamentos distintos para o comportamento dos metais pesados analisados, bem como para o C e N. A floresta mais ao centro da cidade de São Paulo mostrou características bem distintas das demais, denotando um provável uso da terra diferenciado, ou a mais tempo antropizado quando comparado às demais áreas estudadas. A floresta mais à periferia da cidade, e também o maior fragmento florestal mostrou algumas particularidades bastante interessantes sobre a ciclagem do nitrogênio e do carbono, com uma boa explicação dada à luz dos isótopos estáveis analisados.

Nota-se com este trabalho que as florestas urbanas desempenham um importante papel na manutenção do bem estar da população que frequenta as áreas verdes da cidade, pois poluentes altamente tóxicos à saúde humana foram encontrados, em sua grande maioria, nas bordas das florestas, sendo que a vegetação formada principalmente por árvores funciona como uma barreira para a dispersão destes contaminantes (Cu e Cd) oriundos da frota veicular. Isso reforça a necessidade de se ampliar os espaços verdes urbanos, sejam eles Parques Urbanos, Lineares, ou menos Unidades de Conservação. O As se mostrou como um metal altamente importante para ser monitorado, embora o seu papel em florestas urbanas ainda seja pouco conhecido e muito importante segundo a discussão feita no capítulo 2 desta dissertação.

Este trabalho traz a necessidade de se discutir mais profundamente o manejo da vegetação em florestas urbanas, dado que o adensamento arbóreo nas bordas dos parques podem servir como filtros biológicos para estes poluentes aéreos. Além disto, ficam abertas algumas questões sobre o papel biogeoquímico do Arsênio em ecossistemas urbanos, ressaltando a necessidade de se conhecer melhor o seu papel na dinâmica da serapilheira e riscos oferecidos à saúde pública em geral.

Além disso, o resultado de C e N nas áreas estudadas ressaltou a importância destes solos florestais no estoque destes elementos. Embora pouco conhecido em ecossistemas urbanos, tanto o carbono quanto o nitrogênio têm papel fundamental na manutenção de processos ecológicos e conservação da biodiversidade. Atualmente, a gestão municipal tem se dedicado a mapear espaços verdes urbanos com potencial de se transformarem em unidades de conservação ou áreas protegidas. Os resultados deste trabalho podem auxiliar na escolha de

tais fragmentos considerando o potencial de sequestrar e estocar C e N, dado que isso pode ser considerada uma Adaptação Baseada em Ecossistema frente a futuros cenários de extremos climáticos, e está alinhada com uma série de políticas públicas elaboradas no âmbito federal, conforme mostrado no referencial teórico deste trabalho.

Por fim, sugere-se que outros parâmetros florestais sejam monitorados nessas florestas urbanas, tais como produção e decomposição de serapilheira, sequestro e estoque de carbono na biomassa aérea e radicular, além de emissão de gases como CO₂, CH₄ e N₂O para se possa ter maior esclarecimento sobre os ciclos do C e N em ecossistemas urbanos.

Anexo A - Autorização do Parque Estadual as Fontes do Ipiranga



SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE
INSTITUTO DE BOTÂNICA

Caixa Postal 3005
01061-970 São Paulo, SP - Brasil

Parque Estadual das Fontes do Ipiranga

AUTORIZAÇÃO DE PESQUISA Nº 09/2017

Data: 27/04/2017

Responsável: Mauro Ramon

Contato: 11 95440-7177

Título do Projeto: Contribuição das Emissões Atmosféricas no Estoque de Carbono, Nitrogênio e Metais Pesados em solos de florestas urbanas de São Paulo, SP

Instituição: Universidade Nove de Julho (UNINOVE)

Período: de Março de 2016 a Março de 2018

Categoria:

TCC IC Mestrado Doutorado IBT – nº registro:

Orientador: Professor Doutor Maurício Lamano Ferreira

Objetivo: Coleta de serapilheiras e solos para pesquisa em campo

Participantes: Professor Doutor Maurício Lamano Ferreira, Mauro Ramon (mestrando em Cidades Inteligentes e Sustentáveis) e Marcos Prates da Fonseca (graduando em Ciências Biológicas)

Uso do Alojamento: sim não

Observações: _____

OBSERVAÇÕES/CONDICIONANTES:


1. Solicita-se que sejam observadas e respeitadas as normas que regulamentam o uso da área (Lei SNUC de julho de 2000, Capítulo III, Art. 10).
2. Esta autorização não autoriza o uso do material biológico para acessar informação de origem genética, contida no todo ou parte do espécime vegetal, fúngico, microbiano ou animal, em substâncias provenientes do metabolismo desses seres vivos e de extratos obtidos desses organismos vivos ou mortos, encontrados em condições *in situ*, inclusive domesticada, ou mantidos em coleções *ex situ*, desde que coletados em condições *ex situ*, no território nacional, na plataforma continental ou na zona econômica exclusiva, visando atividade exploratória para identificar componentes do patrimônio genético e informação sobre o conhecimento tradicional associado, com potencial de uso comercial.
3. O Responsável pela Expedição deverá apresentar RELATÓRIO FINAL ao término da validade desta autorização, além de encaminhar cópia das publicações resultantes dos trabalhos objeto da presente autorização.
4. "Esta autorização não exime o pesquisador de cumprir o disposto na MP 2186-16/01 que dispõe sobre o acesso ao patrimônio genético. No caso de acesso a amostra de componente do patrimônio genético, este somente se dará mediante autorização expressa ao Conselho de Gestão do Patrimônio Genético – CGEN, nos termos da Medida Provisória Nº 2186-16/2001 e Decreto Nº 3946/2001".
5. Autorização válida apenas para o Parque Estadual das Fontes do Ipiranga - área do Instituto de Botânica nas condições do projeto de pesquisa aprovado.


PqC. Dr. Eduardo Pereira-Cabral Gomes

Diretor do Núcleo de Pesquisa Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba
e Parque Estadual das Fontes do Ipiranga-PEFI

Anexo B - Autorização dos Parques Municipais



AUTORIZAÇÃO PARA COLETA BOTÂNICA	
<p>Pesquisadores responsáveis: Maurício Lamas Ferreira (RG nº 25.317.763-7); Lucas de Souza Sobrinho (RG nº 38.023.903-6) e Lucas Salles dos Santos (RG nº 34.627.414-X).</p> <p>Equipe: Bianca Cecília dos Santos (RG nº 34.466.679-7); Francisca Erika Xavier da Silva (RG nº 42.667.458-3); Isabella Di Natale Laurentino (RG nº 45.946.489-9); Marcos Prates da Fonseca (RG nº 30.360.572-8); Maria Islanea Pires (RG nº 44.197.434-x); Milton Augusto Gonçalves Pereira (RG nº 37.293.587-4); Sarah Santos Pina (RG nº 42.050.439-4); Sidineia Teixeira Souza (RG nº 15.690.710-4) e Michelle da Silva Matos (RG nº 43.865.835-8).</p> <p>Título do Projeto: Relações florísticas, estrutura arbórea e estoque de carbono de florestas urbanas da cidade de São Paulo, SP</p> <p>Nº Processo Administrativo: 2016 - 0.119.002 - 2</p>	
<p>Local(is) autorizado(s) para a realização da pesquisa: Parques Tenente Siqueira Campos (Trianon), Alfredo Volpi e Natural Fazenda do Carmo</p>	
<p>Material(is) botânico(s) autorizado(s) para coleta (grupo / espécie): Ramos estéreis ou férteis (com flores/frutos) de árvores e serapilheira.</p>	
<p>Material(is) / ferramenta(s) autorizada(s): Tesoura de poda alta (podão)</p>	
<ol style="list-style-type: none"> 1. Esta Autorização concede aos pesquisadores o direito de proceder à coleta de material botânico e serapilheira, de acordo com as condições descritas, podendo a mesma ser cancelada ou suspensa, caso seja constatado o descumprimento da legislação em vigor, das condições estabelecidas nesta autorização ou no Termo de Responsabilidade (P.A. nº 2016-0.119.002-2). 2. Os pesquisadores responsáveis e a equipe deverão portar esta Autorização e documento de identidade durante as atividades de coleta, devendo apresentá-los ao gestor do parque e agentes públicos em ações fiscalizatórias. 3. A coleta botânica e de serapilheira no interior dos fragmentos florestais do parque estão limitadas ao número máximo de 3 pessoas, incluindo sempre a presença de pelo menos um dos pesquisadores responsáveis. 4. A coleta de espécies ameaçadas de extinção deverá ser criteriosa, de forma a não prejudicar sua conservação <i>in situ</i>. 5. Esta Autorização não exime os pesquisadores da necessidade de obter demais anuências previstas na legislação. 	
<p>Técnico responsável (assinatura e carimbo):</p> <div style="text-align: center;">  Ecôl. Ambiental de Curitiba Bossi Analista de Meio Ambiente RF 800417-0 SVMA/DEPAVE-5 Membro da Comissão de Avaliação Técnico Científica </div>	
<p>Data: 30/01/2017 Validade: 30/01/2018</p>	
<p>Esta Autorização foi expedida com base na Portaria SVMA nº 80/2016</p>	



TERMO DE RESPONSABILIDADE

Pesquisa científica em parques municipais
Processo nº 2016 - 0.119.002 - 2

Eu, Maurício Lamano Ferreira, portador do RG nº 25.317.763 SSP, proponente do projeto de pesquisa intitulado "Relações florísticas, estrutura arbórea e estoque de carbono de florestas urbanas da cidade de São Paulo, SP", a ser desenvolvido no Parque Municipal Alfredo Volpi, firmo o presente Termo de Responsabilidade com as seguintes cláusulas e condições:

1. Realizar o estudo conforme a documentação apresentada no P.A. nº 2016-0.119.002-2 e demais compromissos assumidos em reunião da Comissão de Avaliação Técnico Científica, especialmente em relação aos seguintes itens:
 - i. Instalar a quantidade máxima de 100 parcelas de 10 x 10 m.
 - ii. Evitar a circulação desnecessária no interior dos fragmentos florestais e ter cuidado quando adentrar no sub-bosque da mata durante todo o andamento da pesquisa, de modo a não provocar danos à vegetação herbácea, arbustiva, em mudas e na fauna residente.
 - iii. Respeitar a quantidade máxima de cinco pessoas autorizadas para realizar a montagem das parcelas e cadastramento das árvores na primeira amostragem e de três pessoas para futuras reamostragens das árvores, coleta florística ou de serapilheira. Todas as atividades de campo deverão ser acompanhadas por pelo menos um dos pesquisadores responsáveis, conforme discriminado na Autorização para Coleta Botânica.
 - iv. As reamostragens das árvores das parcelas deverão ser realizadas com periodicidade mínima de dois anos.
 - v. A instalação de coletores de serapilheira deverá ser acompanhada por técnico responsável de DEPAVE-5, de forma a ocupar os lugares mais apropriados, que não interfiram na rotina de manejo nem impactem a vegetação do parque.
 - vi. Coletar a serapilheira com periodicidade máxima de 1 mês.
 - vii. Sempre que possível, remover dos coletores de serapilheira animais que possam ter sido capturados.



- se for observado qualquer dano significativo à biota do parque, poderá implicar na imediata interrupção ou suspensão da pesquisa.
11. A Prefeitura de São Paulo fica isenta de qualquer responsabilidade sobre acidentes que possam ocorrer com o responsável pelo estudo e equipe.

São Paulo, de de 2017.

Mauricio Lamano Ferreira



Andréa de Almeida Bossi
Ecóloga- Analista de Meio Ambiente/DEPAVE -5
Comissão de Avaliação Técnico-Científica/SVMA
RF 800.417-0

Anexo C - Prorrogação da Autorização do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga



SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE
INSTITUTO DE BOTÂNICA

Caixa Postal 3005
01061-970 São Paulo, SP - Brasil

Parque Estadual das Fontes do Ipiranga

AUTORIZAÇÃO DE PESQUISA Nº 13/2017

Data: 17/03/2018

Responsável: Mauro Ramon

Contato: 11 95440-7177

Título do Projeto: Contribuição das Emissões Atmosféricas no Estoque de Carbono, Nitrogênio e Metais Pesados em solos de florestas urbanas de São Paulo, SP

Instituição: Universidade Nove de Julho (UNINOVE)

Período: de Março de 2016 a Julho de 2018

Categoria:

() TCC () IC (X) Mestrado () Doutorado () IBt – nº registro:

Orientador: Professor Doutor Maurício Lamano Ferreira

Objetivo: Coleta de serapilheiras e solos para pesquisa em campo

Participantes: Professor Doutor Maurício Lamano Ferreira, Mauro Ramon (mestrando em Cidades Inteligentes e Sustentáveis) e dois acompanhantes: Rodrigo Forgiarini Lucca e Paulo Rogério Fajardo Lucas

Uso do Alojamento: () sim (X) não

Observações: _____

OBSERVAÇÕES/CONDICIONANTES:

1. Solicita-se que sejam observadas e respeitadas as normas que regulamentam o uso da área (Lei SNUC de julho de 2000, Capítulo III, Art. 10).
2. Esta autorização não autoriza o uso do material biológico para acessar informação de origem genética, contida no todo ou parte do espécime vegetal, fúngico, microbiano ou animal, em substâncias provenientes do metabolismo desses seres vivos e de extratos obtidos desses organismos vivos ou mortos, encontrados em condições *in situ*, inclusive domesticada, ou mantidos em coleções *ex situ*, desde que coletados em condições *ex situ*, no território nacional, na plataforma continental ou na zona econômica exclusiva, visando atividade exploratória para identificar componentes do patrimônio genético e informação sobre o conhecimento tradicional associado, com potencial de uso comercial.
3. O Responsável pela Expedição deverá apresentar RELATÓRIO FINAL ao término da validade desta autorização, além de encaminhar cópia das publicações resultantes dos trabalhos objeto da presente autorização.
4. "Esta autorização não exige o pesquisador de cumprir o disposto na MP 2186-16/01 que dispõe sobre o acesso ao patrimônio genético. No caso de acesso a amostra de componente do patrimônio genético, este somente se dará mediante autorização expressa ao Conselho de Gestão do Patrimônio Genético – CGEN, nos termos da Medida Provisória Nº 2186-16/2001 e Decreto Nº 3946/2001".
5. Autorização válida apenas para o Parque Estadual das Fontes do Ipiranga - área do Instituto de Botânica nas condições do projeto de pesquisa aprovado.


PqC. Dr. Eduardo Pereira-Cabral Gomes

Diretor do Núcleo de Pesquisa Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba
e Parque Estadual das Fontes do Ipiranga-PEFI

Anexo D - Prorrogação da Autorização Temporária dos Parques Municipais



Mauro Ramon <ramon.mauro@gmail.com>

Autorização de pesquisa nos parques urbanos

Andrea de Almeida Bossi <andreabossi@prefeitura.sp.gov.br> 12 de março de 2018 18:47
 Para: Mauro Ramon <ramon.mauro@gmail.com>, Mauricio Lamano Ferreira <mauecologia@yahoo.com.br>

Prezados

Farei uma atualização da autorização e quando estiver pronto entrarei em contato para agendarmos uma data para assinatura.

Enquanto isso autorizo a continuidade dos levantamentos de campo nos parques listados na autorização antiga

Sugiro imprimir uma cópia deste email e levar junto durante as visitas, juntamente com a autorização vencida

O telefone do Parque do Carmo é 27480010. O diretor é o Fabio. Sugiro entrar em contato com os administradores dos demais parques também

Atenciosamente



Andréa de Almeida Bossi
 SECRETARIA DO VERDE E DO MEIO AMBIENTE
 DEPAVE-5 - Depto. de Parques e Áreas Verdes
 Analista de Meio Ambiente
 andreabossi@prefeitura.sp.gov.br
 R. do Paraíso, 387 | 5ª andar | 04103-000 | São Paulo | SP
 011 5187.0255
 Site: www.prefeitura.sp.gov.br/evmasp
 Facebook: evmasp

De: Mauro Ramon [mailto:ramon.mauro@gmail.com]
Enviada em: segunda-feira, 12 de março de 2018 00:10
Para: Mauricio Lamano Ferreira
Cc: Andrea de Almeida Bossi
Assunto: Re: Autorização de pesquisa nos parques urbanos

[Texto das mensagens anteriores oculto]

IMPORTANTE

Esta mensagem, incluindo qualquer anexo, é destinada exclusivamente para a(s) pessoa(s) a quem é dirigida, podendo conter informação confidencial e/ou legalmente protegida. Se você não for o destinatário desta mensagem, por favor, não divulgue, copie, distribua, examine ou, de qualquer forma, utilize a informação aqui contida, por ser ilegal. Caso você tenha recebido esta mensagem por engano, pedimos que nos retorne este e-mail, e elimine seu conteúdo em sua base de dados, registros ou sistema de controle.

This message, including any attachment, is intended exclusively for the person(s) to whom it is addressed, and may contain confidential and / or legally protected information. If you are not the recipient of this message, please do not disclose, copy, distribute, examine or, in any way, use the information contained herein, as it is illegal. If you have received this message in error, we ask that you return this email to us and delete your content in your database, records or control system.