

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

RAQUEL CRISTINA DE SOUZA

**FLUXOS DE GASES DE EFEITO ESTUFA [GEE] EM FLORESTAS URBANAS DE
SÃO PAULO, SP: uma análise da contribuição das áreas verdes na resiliência da cidade**

São Paulo

2019

Raquel Cristina de Souza

FLUXOS DE GASES DE EFEITO ESTUFA [GEE] EM FLORESTAS URBANAS DE SÃO PAULO, SP: uma análise da contribuição das áreas verdes na resiliência da cidade

GREENHOUSE GAS [GHG] FLOWS IN URBAN FORESTS OF SÃO PAULO, SP: an analysis of the green area's contribution in city resilience

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

Orientador: Prof. Dr. Maurício Lamano Ferreira

São Paulo

2019

Souza, Raquel Cristina de.

Fluxos de gases de efeito estufa [GEE] em florestas urbanas de São Paulo, SP: uma análise da contribuição das áreas verdes na resiliência da cidade. / Raquel Cristina de Souza. 2019.

65 f.

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

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

1. Mudanças Climáticas. 2. Serviços Ecossistêmicos. 3. Ciclo do Carbono. 4. Ciclo do Nitrogênio.

I. Ferreira, Maurício Lamano. II. Titulo.

CDU 711.4

**FLUXOS DE GASES DE EFEITO ESTUFA [GEE] EM FLORESTAS URBANAS DE
SÃO PAULO, SP: uma análise da contribuição das áreas verdes na resiliência da cidade**

Por

Raquel Cristina de Souza

Dissertação de mestrado apresentada ao programa de pós-graduação em Cidades Inteligentes e Sustentáveis da Universidade Nove de Julho – UNINOVE, como requisito 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 – CIS/UNINOVE

Prof. Dr. Carlos Leite - Universidade Nove de Julho – CIS/ UNINOVE

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

São Paulo, 25 de março de 2019.

Agradecimentos

A realização desta dissertação de mestrado contou com importantes apoios e incentivos, sem os quais não sei se teria se tornado realidade e aos quais serei eternamente grata.

A Deus, pela dádiva da vida e por me permitir realizar tantos sonhos nesta existência. Obrigada por me permitir errar, aprender e crescer.

Agradeço a Uninove e a CAPES que me proporcionaram o apoio financeiro para a realização do curso.

Ao professor Doutor Maurício Ferreira Lamano, pela sua orientação, total apoio e disponibilidade, pelo saber que transmitiu, pelas opiniões e críticas.

Aos técnicos do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do Centro de Energia Nuclear na Agricultura [CENA/USP], Lilian e Ralf que sempre foram de grande importância nas minhas análises.

Ao professor Doutor Plínio, coordenador do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do Centro de Energia Nuclear na Agricultura [CENA/USP], que nos deu a oportunidade de realizar todas as análises.

Ao professor Doutor Marcos Siqueira Neto pela atenção e colaboração nos resultados desse trabalho.

Aos meus alunos de Iniciação Científica, Carla, Mônica, Esdras, Bruno, Kayte, Rodrigo, Vertinho, Talita e Gabriela, que estiveram sempre colaborando com as coletas em campo.

Aos amigos, Heraldo, Jane, Débora e Aleny dentre outros, que não menciono o nome, mas sabem quem são... amigos que estiveram ao meu lado durante esta fase, agradeço pelo companheirismo, força e apoio em certos momentos difíceis.

À minha mãe (*in memoriam*) e ao meu pai deixo um agradecimento especial, por todas as lições de amor, companheirismo, respeito, preocupação, dedicação e compreensão. Sinto-me orgulhosa e privilegiada por ter pais tão especiais. E aos meus irmãos Rosângela, Reinaldo e Rodrigo, pelo incentivo nos estudos.

Por fim, a todos aqueles que contribuíram, direta ou indiretamente, para a realização desta dissertação, o meu sincero agradecimento.

Resumo

Desde a Revolução Industrial, as emissões de GEE crescem a cada década. Com isso, o planeta fica cada dia mais quente, com secas extremas e chuvas intensas. Os gases de efeito estufa são fundamentais para manter o planeta aquecido, porém o que preocupa é o aumento expressivo das concentrações na atmosfera. As atividades humanas contribuem para essas emissões destes gases, principalmente, por meio do desmatamento e queima de combustíveis fósseis. Nas cidades, as florestas perdem espaço para as construções, que acompanham o tamanho da população. Além do valor estético, as florestas urbanas têm papel fundamental e necessário na oferta de serviços ecossistêmicos, além de representar um referencial urbanístico. Devido ao seu alto potencial em sequestrar carbono, os solos de áreas verdes urbanas podem ser considerados ótimos compartimentos no aumento da resiliência das cidades, frente a futuros cenários de extremos climáticos. Assim, este trabalho teve como objetivo estimar as emissões dos gases de efeito estufa [CO₂, CH₄ e N₂O], a partir do solo de quatro florestas urbanas, distribuídas em um sentido centro-periferia, sendo as áreas o Parque Trianon [PT], o Parque Alfredo Volpi [PAV], o Parque Estadual das Fontes do Ipiranga [PEFI] e o Parque do Carmo [PC]. A partir das coletas foram avaliados o efeito do tamanho e/ou localização geográfica da floresta urbana na emissão de GEE, além das possíveis correlações entre fatores meteorológicos e edáficos (temperatura e umidade). Em relação às emissões de metano se observou que os maiores valores foram registrados no PEFI e os menores no PT. Em relação ao CO₂ e N₂O as maiores medianas registradas ocorreram no PT, provavelmente associadas ao maior teor de matéria orgânica presente no solo. Observou-se que algumas variáveis meteorológicas se relacionaram às emissões de GEE, com destaque para a temperatura média do ar *vs.* emissão de dióxido de carbono [CO₂] e óxido nitroso [N₂O], além de precipitação e excesso hídrico com estes mesmos gases, respectivamente. A precipitação pluviométrica apresentou relação inversa com a emissão de CH₄. Notou-se ainda baixa associação entre os estoque de carbono [C] e nitrogênio [N] do solo com as emissões de CO₂, e N₂O. A análise multivariada não métrica multidimensional [NMDS] mostrou agrupamentos homogêneos, com destaque para o PT que se destacou das outras três áreas de estudo. Os resultados demonstraram que as florestas urbanas funcionam como bons reservatórios de C e N e que políticas públicas, tais como o Plano Municipal da Mata Atlântica, poderiam se basear nos resultados deste trabalho para propor o aumento de áreas protegidas, que contribuam para a manutenção de importantes processos ecológicos chave na resiliência das cidades, frente às mudanças climáticas. Em síntese, os solos mostraram baixos fluxos de GEE emitidos e alto potencial de estoque de C e N, o que lhes

confere um papel importante como reservatórios destes elementos. O PT foi o parque que se destacou dos demais, seja para a emissão de CH₄ ou dos outros compostos [CO₂ e N₂O], fato que reforça que, tanto o tamanho da área, quanto a sua localização ou estrutura edáfica são atributos relevantes na dinâmica do C e N em áreas urbanas.

Palavras-chave: Mudanças Climáticas, Serviços Ecossistêmicos, Ciclo do Carbono, Ciclo do Nitrogênio.

Abstract

Since the Industrial Revolution, GHG emissions have grown every decade. Thus, the planet gets warmer every day, with extreme droughts and intense rains. The greenhouse gases are fundamental to keep the planet warm, but what worries is the expressive increase of their concentrations in the atmosphere. Human activities contribute to the emissions of these gases mainly through the deforestation and burning of fossil fuels. In cities, the forests lose space for the constructions that accompany the demography. In addition to the aesthetic value, urban forests play a fundamental and necessary role in the provision of ecosystem services, as well as representing urban reference. Because of their high potential for carbon sequestration, urban green soils can be considered good compartments in increasing city resilience to future climatic extremes. Thus, the objective of this work was to estimate the emissions of greenhouse gases - carbon dioxide - CO₂, methane - CH₄ and nitrous oxide - N₂O - from the soil of four urban forests distributed in a center-periphery direction. The selected areas were Trianon Park [PT], Parque Alfredo Volpi [PAV], the State Park of Fontes do Ipiranga [PEFI] and Parque do Carmo [PC]. The effects of the size and / or geographic location of the urban forest on the GHG emission were evaluated, as well as the possible correlations between meteorological and edaphic factors (temperature and humidity). Regarding methane emissions, it was observed that the highest values were recorded in the PEFI and the lowest in the PT. In relation to CO₂ and N₂O, the highest medians recorded occurred in the PT, probably associated to the higher content of organic matter present in the soil. It was observed that some meteorological variables were related to GHG emissions, with emphasis on the average air temperature *vs.* emission of carbon dioxide and nitrous oxide, in addition to precipitation and water excess with these same gases, respectively. Rainfall showed an inverse relationship with CH₄ emission. There was also a low association between the carbon [C] and nitrogen [N] stocks of the soil with CO₂, and N₂O emissions. Multidimensional non-metric multivariate analysis [NMDS] showed homogeneous groups, especially the PT that stood out from the other three study areas. The results show that urban forests function as good reservoirs of C and N and that public policies such as the Atlantic Forest Municipal Plan could be based on the results of this work to propose the increase of protected areas that contribute to the maintenance of important key processes to the resilience of cities to climate change. In summary, the soils showed low emitted GHG flows and high C and N stock potential. The PT was the park that stood out from the others, either for the emission of CH₄ or the other compounds [CO₂ and N₂O], fact that reinforces that both the size of the

area, its location or edaphic structure are relevant attributes in the dynamics of C and N in urban areas.

Keywords: Climate Change, Ecosystem Services, Carbon Cycle, Nitrogen Cycle.

Lista de Figura

Figura 1 - Emissões nacionais de gases de efeito estufa entre 1990 a 2015	35
Figura 2 - Imagem dos parques PT, PAV, PEFI e PC	37
Figura 3 - Câmara estática e componentes para a coleta de gases	39
Figura 4 - Balanço hídrico: Deficiência, excedente, retirada e reposição hídrica das quatro áreas de estudo	44
Figura 5 - Teste estatístico de Kruskal Wallis	47
Figura 6 - Relação entre os estoques de carbono e nitrogênio dos solos de florestas urbanas	52
Figura 7 - Análise não métrica-multidimensional [NMDS] representando os agrupamentos homogêneos referentes às áreas estudadas	53

Lista de Tabela

Tabela 1 - Potencial de aquecimento global [PAG] e tempo de vida de cada gás na Atmosfera	31
Tabela 2 - Tabela com informações sobre as áreas de estudo. Destaque especial para o tamanho dos parques e urbanização do entorno	38
Tabela 3 - Variável meteorológica dos parques analisados, a média, mediana, máxima, mínimo e desvio padrão	43
Tabela 4 - Tabela comparativa com valores de emissões de metano, carbono e nitrogênio encontrados neste e em outros estudos	49
Tabela 5 - Tabela de correlação de Sperman entre dados de emissão de CH ₄ , CO ₂ , e N ₂ O e variáveis meteorológicas. GEE – Gases de Efeito Estufa; T ar – Temperatura média do ar; T solo- Tmeperature média do solo; U solo – Umidade relativa do solo; P – Precipitação pluviométrica; EH – Excesso hídrico no solo; DH – Déficit hídrico no solo.....	51

Abreviaturas utilizadas

CH ₄	gás metano
CO	Monóxido de carbono
CO ₂	Dióxido de carbono
DHA	Deidroascorbato
NO	Monóxido de nitrogênio
NO ₂	Dióxido de nitrogênio
NO _x	Óxidos de nitrogênio
O	Oxigênio atômico
O ₂	Gás oxigênio
O ₃	Ozônio troposférico
SO ₂	Dióxido de enxofre
Gt C	Gigatoneladas de carbono
NH ₃ ⁻	Amônia
NH ₄ ⁺	Amônio
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato

Sumário

1	Introdução.....	13
1.1	Objetivos	17
1.1.1	<i>Objetivo Geral</i>	17
1.1.2	<i>Objetivos Específicos</i>	17
1.2	Justificativa	17
2	Referencial teórico	19
2.1	Florestas urbanas	19
2.1.1	<i>Solos de sistemas florestais</i>	22
2.1.2	<i>Processos e serviços ecossistêmicos em florestas urbanas</i>	23
2.1.3	<i>Ciclagem de nutrientes</i>	25
2.2	Emissão de gases do efeito estufa	30
2.2.1	<i>Mudanças climáticas e a resiliência das cidades</i>	31
2.3	Políticas públicas	32
3	Metodologia	37
3.1	Área de estudo	37
3.2	Coleta de GEE	39
3.3	Análise dos GEE	41
3.4	Delineamento estatístico	42
4	Resultados e discussão	43
4.1	Caracterização do Ambiente Físico	43
4.2	Avaliação dos fluxos de gases de efeito estufa	46
	Conclusões	55
	Referências	56

1 Introdução

Desde meados do século XX, as cidades brasileiras crescem desordenadamente e com especial foco no capital, ou seja, desenvolvem-se sem planejamento direcionado às áreas verdes da cidade e uso adequado do solo urbano. A pavimentação e a ampliação da malha cinza tem ganhado espaço a cada construção, comprometendo a qualidade de vida da população e a manutenção de processos ecológicos (Mascaró, Juan, Amaral, & Conciet, 2013).

Essa pavimentação e ampliação da malha cinza tem contribuído negativamente com o aumento da temperatura média do ar nos centros urbanos, pois o concreto tem capacidade de armazenar ondas de calor durante o dia, fazendo com que a temperatura do ar em áreas urbanas chegue até 10° C, a mais, do que na zona rural (Rocha, 2011). Embora represente menos do que 3% da superfície terrestre do planeta, as cidades são os maiores vetores de alteração ambiental, as quais são responsáveis por contaminação de corpos hídricos, solos e atmosfera (Grimm, Faeth, Golubiewski, Redman, Wu, Bai, & Briggs, 2008).

Um problema atual que tem preocupado *stakeholders* e a comunidade científica em escala global é o aquecimento do planeta por conta de atividades antropogênicas, tais como emissão de gases de efeito estufa [GEE]. Dentre tais compostos emitidos na atmosfera se destacam o óxido nitroso [N₂O], o metano [CH₄] e o dióxido de carbono [CO₂]. Esses gases, naturalmente, mantém a temperatura global em condição habitável para as formas de vida atuais, porém, em excesso, aumentam a temperatura média da atmosfera da Terra (Townsend-Small, Pataki, Tseng, Tsai, & Rosso, 2011), o que pode comprometer diversos processos e padrões naturais (Root, Price, Hall, Schneider, Rosenzweig, & Pounds, 2003; Li, Wu, Liu, Zhang, & Li, 2018).

Alguns autores têm mostrado o intenso impacto da frota automotiva na emissão de poluentes em áreas urbanas, bem como os seus efeitos deletérios na biodiversidade (Teixeira, Felpes, & Santana, 2008; Ferreira, Espósito, Souza, & Domingos, 2012; Ferreira, Ribeiro, Albuquerque, Ferreira, Figueira, & Laforteza, 2017). Com isso, entende-se que a troposfera de São Paulo, altamente nitrogenada pela emissão de NO_x, pode ser um forte *driver* do aumento de nitrogênio em solos de florestas, contribuindo assim para o maior acúmulo de N nos compartimentos edáficos e consequentemente ser fonte nas emissões de N₂O (Teixeira, Felpes, & Santana, 2008). Modelos matemáticos prevêm que as emissões de GEE para o ano de 2030 estarão em uma faixa de 25-90% superiores às encontradas no ano 2000 (IPCC, 2007), sendo que, esses valores coincidem com um maior número de pessoas vivendo em cidades (ONU, 2016).

Embora a maior parte dessas emissões resulte do uso de energia, a mudança no uso da terra e a urbanização também são fatores críticos em escalas regionais e locais (Karl, & Trenberth, 2003). Um elemento significativo da mudança no uso da terra é a remoção e substituição do solo, fato que normalmente é explicado por processos de compactação na construção civil. Tais intervenções no solo podem ter efeitos profundos sobre os estoques de carbono (Chen, Yao, Sun & Chen, 2014) e podem ser um fator subjacente às emissões de GEE alteradas.

Koerner e Klopatek (2002) mostraram que 16% do total de CO₂ emitidos para a atmosfera na região metropolitana de Phoenix, no estado do Arizona [EUA] provinham do solo de florestas urbanas. Em Fort Collins, Colorado [EUA], Kaye, Burke, Mosier e Pablo-Guerschman (2004) encontraram valores dez vez maiores na emissão de N₂O em áreas urbanas do que em áreas não urbanas. No sul da Califórnia, Townsend-Small, Pataki, Czimczik e Tyler (2011) encontraram emissões sutilmente maiores de N₂O em áreas urbanas do que em áreas agrícolas subjacentes à cidade. Alguns autores destacam que as causas desta variação poderiam estar associadas à variações na umidade ou temperatura do solo, tipo de perturbação na floresta urbana, alteração do uso do solo ou até mesmo uso de fertilizantes (Bijoor, Czimczik, Pataki & Billings, 2008; Groffman, Willians, Pouyat, Brand, & Yesilonis, 2009).

Além de verificação de emissão de GEE, em ecossistemas urbanos e não urbanos, ser extremamente importante para o manejo das áreas protegidas, tais avaliações são imprescindíveis para prever as consequências da expansão global, no que diz respeito ao solo urbano. Dados desta natureza ainda não foram levantados em áreas verdes urbanas da maior região metropolitana do Brasil, sendo esta uma lacuna a ser preenchida no sentido de corroborar com inventários municipais e estaduais e também com políticas públicas em nível federal.

A hipótese de que as ações antrópicas seriam os grandes causadores do aumento da temperatura global já era anunciada pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas [IPCC], desde meados dos anos 1990. Neste mesmo período, o órgão científico que apoia os trabalhos da *United Nations Framework Convention on Climate Change* [UNFCCC] anunciava os gases responsáveis pelo desequilíbrio energético planetário, e consequentemente, o aumento da temperatura média do planeta (IPCC, 1990).

Uma pesquisa feita pela *Australian National University* estimou que o aquecimento global teve início entre os anos de 1830 e 1850, sendo que, desde o período pós Revolução Industrial a temperatura da Terra tem aumentado rapidamente a cada década (Knutti, Rogelj, Sedláček, & Fischer, 2016).

Cabe destacar que, por volta do ano 2008, surgiu no Brasil o Programa Brasileiro *GHG Protocol*, ou seja, um método muito utilizado mundialmente pelas empresas e governos para a realização de inventários de Gases de Efeito Estufa, com a parceria do Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getúlio Vargas [GVCES], Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável [CEBDS] e pelo *World Resources Institute* [WRI]. O programa teve o intuito de disseminar a cultura de realização de inventários corporativos de GEE no Brasil, juntamente com a parceria do Ministério do Meio Ambiente, do Conselho empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável [CEBDS] e com o *World Business Council for Sustainable Development* [WBSCD]. No início, o programa contava com apenas 27 empresas fundadoras, depois de alguns anos o número aumentou para 106. No total, 93 empresas das 106 publicaram seus inventários com o intuito de gerenciar, entender e quantificar as emissões de GEE (GHG, 2011).

Além disso, deve-se considerar que tais gases de efeito estufa estão cada vez mais concentrados na atmosfera, causando anomalias climáticas e deixando partes do planeta vulneráveis aos eventos climáticos extremos (Ranson, & Stavins, 2016). Algumas regiões do Brasil, como o Nordeste, sofreram com esses eventos climáticos em 2012, vivenciando a pior seca em 50 anos, prejudicando o setor agrícola e também o abastecimento de água para o consumo humano, promovendo assim um grande colapso para a saúde pública e gastos públicos (Freitas, Carvalho, Ximenes, Arraes, & Gomes, 2014; Marengo, Torres, & Alves, 2017).

A região metropolitana de São Paulo também vivenciou uma crise hídrica entre os anos de 2014 e 2015, a qual Marengo (2015) referiu-se como uma anomalia anunciada, com índices pluviométricos baixos e alta procura por água. Tais eventos demonstraram a falta de prevenção por parte de gestores urbanos e uma série de deficiências na estrutura do planejamento urbano (Côrtes, Torrente, Pinto Alves, Ruiz, Dias e Rodrigues, 2015), as quais foram revisitadas por alguns planos municipais (Plano Diretor Estratégico de São Paulo) (São Paulo, 2019).

Diante deste cenário, o Ministério do Meio Ambiente tem mostrado esforços no sentido de aumentar a resiliência das cidades à futuros cenários de extremos climáticos, além de criar políticas públicas que possam abordar e resolver a problemática de forma sistêmica. Dentre tais políticas se pode destacar a Política Nacional de Mudanças no Clima, a qual tem alguns produtos direcionados para o planejamento urbano e regional, como as adaptações baseadas em ecossistemas [AbE]. Tais AbEs perfazem-se de uma nova abordagem para antecipar soluções naturais conducentes a uma adaptação às mudanças climáticas nos diferentes setores da sociedade.

Tendo como premissa que a recuperação de áreas degradadas do bioma Mata Atlântica pode aumentar a resiliência dos sistemas naturais e antrópicos em futuros eventos climáticos extremos, minimizando prejuízos sociais, econômicos e ambientais, o governo federal lançou um instrumento de política pública que visa recuperar e ampliar as áreas de Mata Atlântica em todos os municípios pertencentes ao domínio morfoclimático e fitogeográfico Atlântico (Brasil, 2006). A Lei n. 11.428, mais conhecida como Lei da Mata Atlântica, foi aprovada no dia 22 de dezembro de 2006, após longa tramitação no Congresso e dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do bioma Mata Atlântica e a manutenção e a recuperação da biodiversidade, vegetação, fauna e regime hídrico do Bioma Mata Atlântica para as presentes e futuras gerações.

Instrumentos como o Plano Municipal da Mata Atlântica [PMMA], devem ser executados na escala da cidade. Além de focar em questões de regularização fundiária e na estruturação do planejamento municipal integrado, o plano visa o adequado uso do território urbano e a conservação da biodiversidade. Gestores do município de São Paulo já mapearam o seu território e estimaram que aproximadamente 33% do território é coberto por áreas verdes, sendo que partes ociosas deste montante têm alto potencial para se tornarem unidades de conservação.

Assim, presumiu-se que a presença de mais áreas verdes em São Paulo seria uma ótima adaptação baseada em ecossistema para tentar neutralizar as intensas variações do clima, pois essas manchas verdes são importantes componentes na regulação do ciclo da água em escala local e regional (Baccini, Goetz, Walker, Laporte, Sun e Sulla- Menashe, 2012), além de serem ótimos reservatórios de C e N (Ramon, 2018). Além disso, essas áreas mantêm o equilíbrio ambiental, a estética e as chuvas chegam com menos impactos protegendo os solos contra erosões (Baccini, Goetz, Walker, Laporte, Sun, & Sulla- Menashe, 2012).

Com isso, este trabalho levantou a seguinte pergunta: Quais são os fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O a partir de solos de florestas urbanas da cidade de São Paulo e quais são as principais forçantes naturais associadas a elas?

Os dados deste trabalho servirão de fonte para alimentar o Sistema de Registro Nacional de Emissões [SIRENE] e poderão ser utilizados em relatórios de gases de efeito estufa realizados pela prefeitura da cidade de São Paulo. Além disto, esse trabalho traz uma forte contribuição para a compreensão da dinâmica do carbono e nitrogênio em áreas urbanas, os quais podem ter diferentes padrões do que ocorrem em áreas não antropizadas.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo geral

Estimar os fluxos dos gases de efeito estufa (CO_2 , CH_4 e N_2O), a partir do solo de florestas urbanas.

1.1.2 Objetivos específicos

- ✓ Avaliar o efeito do tamanho ou localização geográfica da floresta urbana na emissão de GEE;
- ✓ Relacionar fatores edafoclimáticos (temperatura e umidade) de cada floresta urbana com os valores medidos de emissão de GEE;
- ✓ Associar os estoques de C e N dos solos de florestas urbanas às emissões de GEE.

1.2 Justificativa

Depois de 20 anos da primeira conferência sobre o meio ambiente, a ONU ainda continuava com o seu trabalho de incentivar o governo a reduzir a poluição atmosférica e conter as perdas dos recursos naturais necessários para a vida no planeta (ONU, 1990).

O assunto sobre mudanças climáticas ganha força entre as reuniões de governantes, no Brasil, por exemplo, criou-se a Plataforma de Conhecimento em Adaptação à Mudança do clima – conhecida como Adaptaclima, sendo essa plataforma uma ferramenta para implementar estratégias de adaptação em âmbito global, nacional e local, a qual disponibiliza informações de qualidade e atualizadas sobre a alteração climática e a sua adaptação no Brasil.

A plataforma é coordenada atualmente pelo Ministério do Meio Ambiente que também é responsável pela manutenção dos dados e mobilização dos atores com o intuito de preservar o interesse e a utilização de todas as informações disponíveis, pois ela foi pensada justamente pelo vasto cenário de informações, difícil acesso e brechas entre as pesquisas (MMA, 2018).

Apesar do bom desempenho da plataforma, há muito trabalho para mudar a realidade do clima. Pesquisa realizada pelo Instituto Ethos e *World Wide Fund for Nature* [WWF-Brasil] divulgou que apenas 38% das empresas brasileiras tem colaborado na implementação de avaliações periódicas da fragilidade climática em seus negócios. A queda na colaboração das empresas se dá pelas dificuldades de adaptação, os custos são altos para investimentos e sem o incentivo do governo e a falta de políticas públicas seriam as principais barreiras das empresas para se adaptarem ao sistema (Instituto Ethos, & WWF-Brasil, 2017).

Dentre os meios mais efetivos na adaptação às mudanças do clima estão as políticas públicas de desenvolvimento urbano, que estão a frente dos problemas atuais e poderiam antecipar obstáculos futuros, utilizando as avaliações de riscos (PBMC, 2016).

A mudança do clima também oferece riscos à economia do Brasil. Uma estimativa feita por três economistas em 2010 prevê um cenário direcionado ao PIB brasileiro, preocupante, para o ano de 2050. Caso a redução das alterações climáticas não sejam mitigadas, sugere-se que o PIB terá uma perda entre 179 bilhões a 3,6 trilhões na economia local (Marcovitch, Dubeux, & Margulis, 2010).

O Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa [SEEG] também está atento com as emissões dos GEE. O SEEG é uma ferramenta que transparece os resultados anuais das emissões desses gases, inclusos no inventário nacional, sendo eles: o CO₂, CH₄, N₂O e também os FHCS. Alguns setores requerem mais a atenção para a avaliação do SEEG, como o setor da agropecuária, da energia, das alterações no uso do solo, dos processos industriais e dos resíduos. O SEEG possui uma base de dados com mais de 3,3 milhões de registros disponível na sua plataforma (SEEG, 2018).

Além do SEEG, o governo brasileiro se posicionou com o objetivo de mitigar as emissões de GEE, em outubro de 2017, quando a Presidência da República tornou oficial outra ferramenta que esclarece as emissões de GEE, o SIRENE (SIRENE, 2018).

Este sistema é alimentado com dados de pesquisas científicas e irá ajudar a mapear a atual e crítica situação das emissões de GEE na troposfera. Com isso, trabalhos de diferentes naturezas, auxiliarão na compreensão do problema e na elaboração de políticas públicas. Destaca-se por fim, que o tema de florestas urbanas para a avaliação de GEE não tem tido muita repercussão no Brasil, fato que reforça a natureza deste estudo.

Além de contribuir no fornecimento de dados primários para elaboração de políticas públicas, conhecer os fluxos de GEE a partir de solos de áreas verdes urbanas podem ajudar na compreensão do papel destes sistemas como reservatórios de C e N. Ao se considerar que os solos de florestas urbanas podem estocar altas quantidades destes elementos (Ramon, 2018) e emitirem baixos fluxos para a atmosfera, uma decisão plausível pelos gestores públicos poderia ser no sentido de ampliar o número de áreas protegidas ou unidades de conservação, as quais trariam benefícios em termos de saúde pública, conservação da biodiversidade, oferta de serviços ecossistêmicos e resiliência das cidades (Childers, Cadenasso, Grove, Marshall, McGrath, & Pickett, 2015; Hartig, & Kahn, 2016).

2 Referencial teórico

2.1 Florestas urbanas no contexto do planejamento urbano

O planejamento urbano é a melhor medida para mitigar grandes impactos causados pela aglomeração de pessoas e aumento das frotas veiculares, porém os responsáveis por planejar, muitas vezes, querem resolver os problemas existentes, a enxergar resultados positivos com medidas e estratégias para longo prazo. O Plano Diretor tem a necessidade de profissionais capacitados para gerir toda a situação e com visão para os problemas da cidade, em Santiago, no chile, por exemplo, os responsáveis pelo plano não tinha conhecimento dos fatos e muito menos conheciam o local para intervir com medidas preventivas. Com estas falhas, nesses casos o plano existe apenas como padrão de uma cidade, um alívio dos comtratempos e não com o intuito de mudanças. Desde quando as cidades começaram a se desenvolver, o plano diretor se tornou obrigatório justamente para o crescimento (Pereira, Barcelos & Ariel, 2019).

Algumas questões são levantadas para que uma cidade se torne sustentável e bem planejada, uma delas é a moradia, que muitas vezes ou, na maioria são feitas em lugares de riscos e sem regularização. Para melhorar essa situação, de acordo com Roger e Gumuchdjian (2013) é necessário que a população participe diretamente desse planejamento e que tenham uma renda justa, proporcionando qualidade de vida para a atual e futura geração, tornando uma cidade também sustentável além de bem planejada. Muitas vezes ou sempre a população não sabe ou não se interessa pelos diretos e deveres dos gestores da sua cidade, talvez pela difícil compreensão dos termos utilizados e sem essa fiscalização e cobrança os planos não entram em ação.

A sustentabilidade ambiental em um ambiente urbano é extremamente importante, ainda mais quando tratamos de assuntos como a poluição, seja sonora, visuais e atmosférica. Diminuir a frota veicular seria uma medida consistente para reduzir a poluição. Portanto é preciso tratar com muito cuidado e critérios o assunto para que ações tomadas sejam eficazes (Leite e Awad, 2012).

A concentração de pessoas em grandes centros urbanos além de aumentar os espaços construídos também reduzem os locais das áreas verdes, que são necessárias para a mitigação da poluição. Neste sentido a fragmentação da áreas verdes vem acontecendo de forma brusca e as alterações dos ecossistemas naturais, ocorridas em função do aumento demográfico e atual modo de vida dos humanos, tem sido uma ameaça à biodiversidade que tem levado diversos especialistas a sugerirem que o planeta está se aproximando da sua sexta extinção em massa (Ceballos, Ehrlich, Barnosky, García, Pringle, & Palmer, 2015; Briggs, 2017). A área florestal

total do planeta foi reduzida entre o período de 1990 e 2015 em 3%, sendo que na década de 1990 essas áreas perderam mais de 7,3 milhões de hectares. As estatísticas publicadas por entidades internacionais contribuíram e sustentaram as decisões de muitos órgãos internacionais, como a FAO, ONU e UNFCCC (Convenção-Quadro sobre as Alterações Climáticas, Convenção sobre Diversidade Biológica), a criarem programas de recuperação e restauração dos ecossistemas naturais (UNFCCC, 2014). Desde a Rio 92, os estudos sobre o papel das florestas na mudança climática global têm se tornado mais comum, principalmente, em relação aos benefícios associados que ela traz ao próprio ambiente físico e a população humana em geral.

Dentre diversas tipologias florestais, as urbanas apresentam especial papel compensação dos produtos das atividades humanas expelidas na atmosfera e também por servirem como modelo de futuros contextos climáticos que áreas naturais passarão, pois áreas urbanas são, naturalmente, mais quentes e essa situação é esperada para contextos de aquecimento global em outras partes de florestas tropicais.

No caso particular de florestas urbanas, a população que mora em seu torno é privilegiada por meio do conforto térmico que ela fornece, além da proteção do solo contra tempestades e consequente erosões (FAO, 2017). Muitas cidades visam acrescentar as áreas verdes para diminuir as ilhas de calor urbano, manter o conforto térmico, beneficiar a estética da cidade e manter o padrão de biodiversidade de animais e plantas (Admans, & Smith, 2014; Berland, Shiflett, Shuster, Garmestani, Goddard, Herrmann, & Hopton, 2017), fato que é reforçado por Kong Yin, Wang, Cavan e James (2014), os quais ressaltam que as ilhas de calor ficam amenizadas com a presença de árvores, além da oferta de um microclima mais arejado.

Nowak, Greenfield, Hoehn, & LaPoint (2013); Nowak, Hirabayashi, Bodine e Greenfield (2014) e Nowak (2017) mencionaram os benefícios das florestas urbanas na amenização climática e reforçam a importância das florestas e seus serviços ecossistêmicos prestados, promovendo o bem estar para a população humana e ambiental. Apesar de ser um assunto muito abordado na comunidade científica, a conscientização de sua relevância ainda é pouco repercutida em relação aos serviços prestados (Salbitano, Borelli, & Sanesi, 2015). No entanto, cabe ressaltar que para manter todos esses serviços que as florestas proporcionam, é necessário uma boa gestão das áreas verdes, acompanhado de um intenso planejamento e monitoramento das áreas naturais.

Além das áreas verdes interferirem positivamente nas condições microclimáticas locais, elas apresentam importante papel na atenuação dos poluentes atmosféricos, contribuem no sequestro e estoque do carbono e têm função na eficiência energéticas de algumas regiões, pois

amenizam o clima local (Nowak, Hirabayashi, Bodine, & Greenfield, 2014). Isso se deve às folhas das árvores que absorvem e retém grande parte dos compostos suspensos no ar urbano (Selmi, Weber, Riviere, Blond, Mehdo, & Nowak, 2016), além do CO₂ que é utilizado como substrato na fotossíntese.

Alguns pesquisadores garantem que árvores plantadas ao lado de casas reduz até 5% de energia elétrica, fornecem sombra e mantém o ambiente fresco, sendo que alguns autores destacam que essa redução pode chegar até 18% (Donovan, Butry, & Kneifel, 2010). Isso se torna particularmente importante ao se pensar na malha e infraestrutura verde de uma região.

A cidade de São Paulo tem atualmente mais de 100 parques, os quais se dividem em parques urbanos, lineares, de Borda de Represa e Preservação (Nascimento, 2017). Embora cada tipologia apresente a sua particularidade física, identificou-se um problema central de gestão da maioria deles, que é justamente a falta de um plano de manejo sendo executado. Nascimento (2017) destacou que isso se torna um risco grande na prestação de serviços ambientais, que direta e indiretamente podem onerar os cofres da municipalidade. Em especial, destaca-se a tipologia de Borda de Represa, a qual representa a área protegida que envolve os reservatórios hídricos que abastecem a população da cidade de São Paulo e seu entorno.

Além disso, deve-se considerar que diversos processos ecossistêmicos ocorrem em uma dada floresta urbana, sendo a ciclagem de nutrientes uma das principais responsáveis pela produtividade primária líquida destes ecossistemas.

A matéria orgânica lançada no ambiente pelas florestas serve como fonte para a decomposição e consequente ciclagem de nutrientes no ambiente, sendo que os resíduos, em geral depositados no solo, são chamados de serapilheira (Rodrigues, 2010). Acumulada na superfície do solo florestal, a serapilheira tem a função de transferir as substâncias minerais para o solo, sendo uma excelente fonte de reserva de nutrientes (Santos, Schumacher, Witschoreck, Araújo, & Lopes, 2014) e essencial para os solos nas regiões tropicais, que apesar da sua baixa fertilidade, tem uma elevada fixação de nutrientes com a presença de vegetação (Soares, & Froufe, 2015).

Neste contexto, entendeu-se a importância de conhecer os nutrientes provenientes da serapilheira, pois eles atuam no controle da fertilidade dos solos e mantém o conteúdo nutricional necessário para a manutenção dos produtores (Rodrigues, Martins, & Leite, 2010), além de serem essenciais para manter comunidades de bactérias que cilam os nutrientes e emitem gases para a atmosfera.

2.1.1. Solos de sistemas florestais

O solo florestal é o compartimento de extrema importância na estruturação da biota, seja vegetal, animal ou fúngica e apresenta importante papel na ciclagem de nutrientes. No solo ocorrem os processos de fragmentação e decomposição da serapilheira, processos pelos quais são emitidos, como produto da digestão da matéria orgânica, gases para a atmosfera.

Devido ao seu grande potencial de armazenar carbono, os solos se apresentam como um compartimento fundamental no ciclo global do elemento. Em geral, este compartimento estoca aproximadamente 1580 Pg C, ou seja, basicamente o dobro do carbono encontrado na atmosfera e vegetação do planeta (Le Quéré, Moriarty, Andrew, Canadell, Sitch, Korsbakken, & Houghton, 2015).

Grande parte do C orgânico do solo se encontra nos horizontes superiores, ou seja, desde a superfície até 30 cm de profundidade, local onde a maior parte da decomposição dos resíduos florestais ocorre. Conforme aumenta a profundidade do solo, nota-se uma diminuição significativa no conteúdo de C orgânico (Camargo, Trumbore, Martinelli, Davidson, Nepstad, & Victoria, 1999). Desta forma, denota-se a este carbono orgânico uma das bases da fertilidade do solo.

No entanto, deve-se considerar que a distribuição do C orgânico não é homogênea no planeta, sendo que fatores naturais como clima ou topografia e fatores antrópicos como manejo ou alteração da paisagem, a exemplo da urbanização, podem alterar significativamente a estrutura e os valores do elemento do compartimento edáfico.

Portanto, nota-se que é necessário o manejo correto do solo, seja ele em fragmentos florestais, culturas ou mesmo em áreas verdes urbanas. Cabe destacar que essa prática de atenção especial ao sistema edáfico ainda aumenta a disponibilidade de nutrientes no compartimento, pois aumenta-se a capacidade de retenção de cátions que consequentemente diminui as perdas por lixiviação, fato que acontece quando os solos não apresentam cobertura vegetal. Consequentemente, espera-se a erosão do solo, diminuindo a sua proteção e causando baixa fertilidade ao longo do tempo (Musyoca, Adamtey, & Muriuki, 2017).

A lixiviação é considerada um dos processos principais pela queda da disponibilidade de nutrientes, outro processo responsável é a coesão do solo, ao ficar seco as raízes não têm facilidade de crescimento e absorção de nutrientes, assim tem baixa capacidade de produtividade (Aguiar, Lourenço, Oliveira, & Lacerda, 2006). Toda a matéria orgânica que fica no solo contribui positivamente, melhora a atividade biológica, mantém a temperatura, evita a perda de cátions deixando o solo úmido e estabiliza todos os agregados (Tiecher, 2016).

Alguns autores mencionam que o C orgânico do solo traz benefícios como mitigação às mudanças climáticas globais e consequente aumento da resiliência de sistemas naturais ou antrópicos, além de também ajudar na maior produtividade de culturas (Mariotte, Mehrabi, Bezemer, De Deyn, Kulmatiski, Drigo, & Kardol, 2018).

Uma lógica existente em relação ao C no sistema solo-planta-atmosfera é que, quanto mais carbono orgânico for armazenado no sistema edáfico e vegetação, menos carbono ficará disponível na atmosfera, fato que pode ajudar em questões climáticas como o aquecimento global (Fang, Yu, Liu, Hu, & Chapin, 2018). O processo de retenção do C no solo a partir da produção de serapilheira (ou outras vias) é chamado de sequestro de carbono. Portanto, uma forma de sequestrar bastante carbono seria com programas de ampliação de florestas urbanas ou áreas verdes na paisagem da cidade.

2.1.2 Processos e serviços ecossistêmicos em florestas urbanas

A Mata Atlântica, que antes ocupava enorme território, nos dias atuais é um dos ecossistemas brasileiros mais fragmentados, devido às atividades antrópicas. Este bioma acomoda uma das maiores diversidades biológicas do planeta, no entanto, com a fragmentação ocorrida ao longo da história, apenas poucas áreas mantém os padrões e processos ecológicos existentes. A Mata Atlântica é considerada um *hotspot* de biodiversidade pelo fato de ser uma das áreas com maior riqueza de espécies da Terra, além de apresentar elevada taxa de endemismo. Neste bioma vivem 61% da população brasileira, os quais habitam centros urbanos e periferias rurais (Myers, Mittermeier, Mittermeier, Fonseca, & Kent, 2000; Ribeiro, Metzger, Martensen, Ponzoni, & Hirota, 2009). Cincotta, Wisnewski e Engelman (2000) chamaram a atenção para o número de pessoas que vivem nestas áreas denominadas *hotspot* de biodiversidade. Os autores mencionaram que, dos 25 *hotspots* no mundo, 16 apresentavam, no início deste milênio, densidades populacionais acima da média mundial, dentre as quais se incluem a região de São Paulo, no domínio Atlântico e o cerrado brasileiro.

Em florestas urbanas ocorrem diversos processos ecológicos fundamentais na compensação das atividades humanas e seus produtos emitidos no ambiente (atmosfera, água e solo). Dentre tais processos pode-se destacar a produtividade primária dos ecossistemas (Blum, 2016; Sun, Xie, & Zhao, 2019), as quais são responsáveis pelo sequestro e estoque de toneladas de carbono atmosférico em tecidos vegetais e solo.

A produtividade de um sistema florestal, seja ele urbano ou não urbano, está associado a fatores abióticos como temperatura e precipitação, principalmente, mas também respondem a

capacidade de ciclagem de nutrientes. Esta, por sua vez, está associada a processos como produção e decomposição de serapilheira.

Alguns esforços têm sido feito para se conhecer padrões de produção de serapilheira em áreas urbanas, porém, poucos estudos ganharam destaque na literatura científica até o presente momento (Ferreira, Pereira, & Monteiro, 2014; Ferreira, Silva, Pereira, & Lamano-Ferreira, 2014; Ferreira, & Uchiyama, 2015; Ferreira, Ribeiro, Albuquerque, Ferreira, Figueira, & Laforteza, 2017).

A biodiversidade presente em florestas urbanas, especificamente nos solos, ajudam a fragmentar o material decíduo da floresta e, consequentemente, colaboram na produtividade e prestação de serviços ecossistêmicos (Lamano-Ferreira, Souza, Conti, Quaresma, Tavares, Silva, & de Camargo, 2018). Além disso, existe uma rede de interações existentes entre a biodiversidade existente em fragmentos de florestas urbanas e animais que apenas transitam por essas paisagens, de forma que essas manchas verdes podem, em muitos casos, servirem de áreas de descanso ou alimentação destes animais.

Com isso, a intenção dos muitos ecologistas é que haja, de forma geral, consciência popular da interação dos organismos no meio ambiente biótico e abiótico, além da clara percepção de que a ciência não é um obstáculo da sociedade, que visa interferir de forma negativa em aspectos econômicos (Koblitz, Júnior, Ajuz, & Grelle, 2011). Ao longo do século XX, no período de rápida expansão da malha urbana da cidade de São Paulo, muitos assuntos ecológicos foram tratados secundariamente, em relação às questões econômicas do desenvolvimento local.

Com o aumento de pessoas em um território urbano, o espaço, obrigatoriamente, é迫使 a crescer, no entanto, sem o devido planejamento, apenas crescendo com o intuito de acolher mais e mais pessoas (Angeletto, 2012; McDonnell, & Macgregor-Fors, 2016).

Assim, nota-se que, ao longo do século XX, houve um crescimento demográfico descontrolado que impediu a ligação entre a natureza e a sociedade, criando, até certo ponto, uma cultura onde ambas ficaram cada vez mais distantes e os espaços naturais foram progressivamente substituídos pelos artificiais nas cidades (Cavalheiro, 2009).

Os espaços artificiais têm uma série de benefícios associados, porém, eles não promovem os chamados serviços ecossistêmicos, como os espaços naturais promovem. Áreas verdes em grandes centros urbanos propiciam o bem estar da sociedade local, contribui na manutenção da qualidade do ambiente e melhora a qualidade de vida da população em geral (Alves, 2012).

De acordo com Gómez-Baggethun e Barton, (2013) as florestas têm papel fundamental na qualidade de vida da população urbana. Os serviços ecossistêmicos proporcionados pelas áreas verdes estão entre os principais contribuintes para o desenvolvimento sustentável, sendo fundamentais para manter a cidade saudável e em equilíbrio dinâmico (Costanza, de Groot, Sutton, Van der Ploeg, Anderson, Kubiszewski, Farber, & Turner, 2014).

Além disso, deve-se considerar que as florestas urbanas promovem a “purificação” do ar, ofertam alimentos produzidos pelas árvores ou remédios preparados a partir de cascas, podem ajudar no controle dos níveis de água evitando enchentes, controlam as erosões e diminuem a poluição sonora (Elmqvist, Setälä, Handel, Van Der Ploeg, Aronson, Blignaut, Gómez-Baggethun, Nowak, Kronenberg, & De Groot, 2015).

Além melhorar o microclima urbano e deixar a cidade com uma boa estética para que a população possa usufruir da melhor forma (Ruckelshaus, McKenzie, Tallis, Guerry, Daily, Kareiva, Polasky, Ricketts, Bhagabati e Wood (2015), todos os benefícios citados acima podem ser potencializados por meio de um planejamento urbano estratégico feito pela gestão da cidade, contando também com o apoio da população que são os principais beneficiários dos serviços (Livesley, Escobedo, & Morgenroth, 2016).

2.1.3 Ciclagem de nutrientes em sistemas florestais

A ciclagem de nutrientes é o processo de reciclagem da matéria na natureza. Dentre os ciclos mais importantes no contexto dos processos ecológicos inerentes às florestas urbanas e questão climática, destacam-se os ciclos do carbono, nitrogênio, enxofre, fósforo e ciclo da água. A ciclagem biogeoquímica envolve elementos bióticos e abióticos interligados em escalas espaciais e temporais, podendo ocorrer no tempo ecológico ou geológico (Aduan, Vilela, & Reis, 2004). O presente trabalho destacou alguns pontos relevantes dos ciclos do nitrogênio e carbono.

O nitrogênio [N] constitui duas classes importantes de moléculas orgânicas: ácidos nucleicos e proteínas. Desta forma, o elemento se torna essencial para os organismos vivos, sendo exigido em grandes quantidades, tanto por animais e plantas de grande porte, quanto pela flora microbiana. A sua concentração relativa na atmosfera é de aproximadamente 78%, o que equivale a $3,9 - 4,0 \times 10^9$ Tg N e o seu tempo médio é de aproximadamente dez milhões de anos (EPA, 2010).

Apesar dessa abundância, são poucos os seres vivos que conseguem assimilar o N₂ da maneira que se apresenta na atmosfera, por isso a maior parte da biota depende de microrganismos que fazem tal conversão. Para que o N se torne assimilável é preciso que

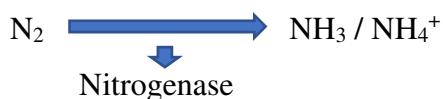
aconteça um processo no qual o N₂ seja combinado com o hidrogênio [H⁺], formando a amônia [NH₃]. Essa transformação é denominada fixação. Biologicamente, isso acontece por meio das atividades de algumas bactérias e cianobactérias no qual o N₂ é capturado e transformado em outros componentes nitrogenados. O ciclo do N destaca-se como um dos mais complexos e importantes dentre os ciclos biogeoquímicos globais (Martinelli, 2007).

A fixação do nitrogênio pode ocorrer de forma física, através de fenômenos como relâmpagos e descargas elétricas, porém, este processo possui uma capacidade reduzida de fixação do elemento, não sendo suficiente para a manutenção da vida dos organismos terrestres como conhecemos atualmente.

Na atmosfera, o nitrogênio gasoso [N₂] e o oxigênio molecular [O₂], podem reagir dando origem ao monóxido de nitrogênio e quando oxidado, este poderá dar origem ao ácido nítrico [HNO₃], contribuindo para a formação da chuva ácida (Silva, Andrade, Simeone, Amaral, Castro, & Moura, 2010).

Todo o processo de transformação têm como resultado a modificação do N₂ da atmosfera em outros compostos nitrogenados, denominando-se de fixação. A fixação biológica acontece pelas atividades de muitas bactérias do gênero *Rhizobium* que são responsáveis por modificar o nitrogênio gasoso em amônia [NH₃] ou íons amônio [NH₄⁺]. Via de regra, as bactérias se instalam nos nódulos das raízes de plantas leguminosas, pois nestes locais ocorrem ausência de oxigênio, ou seja, é criada uma condição anaeróbica para que ocorra a fixação biológica (Silva, Andrade, Simeone, Amaral, Castro, & Moura, 2010).

Conversão do nitrogênio em um composto nitrogenado



Em seguida acontece a amonificação, um processo onde as bactérias participam do processo a partir do processo de decomposição, liberando a amônia. No processo de decomposição ocorre a quebra de ligação química de proteínas para aminoácidos, que, por sua vez, libera o seu grupo amina na forma de amônia (Silva, Andrade, Simeone, Amaral, Castro, & Moura, 2010).



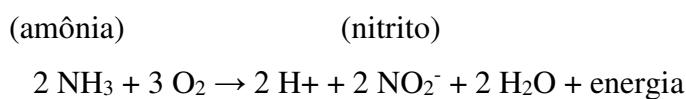
↓
Amônia

O processo de mineralização é caracterizado pela conversão do N orgânico [N–org] em sua forma inorgânica $[\text{NO}_3^-]$, no qual o produto desta transformação será o amônio $[\text{NH}_4^+]$, o processo ocorre por meio das bactérias aeróbicas e anaeróbicas e acontece quando os organismos morrem no solo (Kuhnen, 2013).

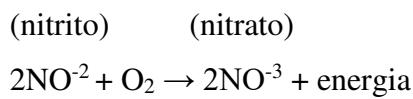
O nitrogênio do solo é fundamental e necessário para as plantas, pois eles são assimilados pelos vegetais na forma de amônio $[\text{NH}_4^+]$, conhecido como amoniacal ou N inorgânico. No entanto, cabe ressaltar que a forma que as plantas mais absorvem é o nitrato $[\text{NO}_3^-]$, considerado como primordial e mais usado entre elas (Kuhnen, 2013).

A nitrificação é caracterizada pela oxidação do NH_4^+ ou oxidação da amônia a nitrato. A oxidação da amônia acontece por meio das reações bioquímicas de bactérias e esse processo pode ser dividido em duas etapas, a nitrosação e nitritação (Mylona, Pawłowski, & Bisseling, 1995).

No processo de nitrosação o amônio pode ser absorvido pelas plantas, porém, quando ficam soltos no solo, são transformados em nitrito (NO_2^-) pelas bactérias *Nitrosonomas*, que são mais ativas em relação a *Nitrosococcus* (Mylona, Pawłowski, & Bisseling, 1995).



O nitrito não consegue ser absorvido por plantas, pois ele é muito tóxico e dificilmente se concentra no solo. As bactérias nitrosas, por sua vez, liberam o nitrito no solo, os quais são oxidados pelas bactérias quimiossintéticas do gênero *Nitrobacter*, formando o nitrato que é utilizado pelas plantas, para a produção de suas proteínas e ácidos nucleicos (Mylona, Pawłowski, & Bisseling, 1995).

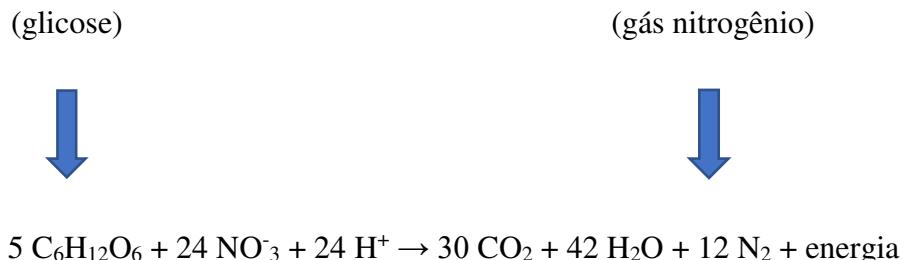


A nitrificação é um processo químico-biológico, que necessita das bactérias para formar o nitrato no solo usando energia natural da oxidação (Cantarella, 2007).

A desnitrificação é um processo que reduz o nitrato (NO_3^-) a óxido nitroso (N_2O), o gás nitrogênio (N_2) e, possivelmente, a N-amoniacial (NH_4^+ e NH_3). Essa redução acontece quando há ausência de oxigênio molecular (O_2) e presença de doadores de elétrons. A ação é provocada pelas atividades bacterianas do gênero *Pseudomonas* e *Clostridium*. Esses organismos são menos sensíveis às condições do ambiente como a temperatura, concentração de oxigênio dissolvido, presença de carbono orgânico, ph, concentração de nitrato e também pela presença de bactérias facultativas, ou seja, a desnitrificação acontece em ambiente anoxio.

Essas bactérias utilizam esses compostos para obtenção de energia e, durante o processo, liberam gás nitrogênio, que é lançado na atmosfera (Kartal, Kuypers, Lavik, Schalk, Op Den Camp, Jeteen, & Srtorus, 2007).

Assim, o nitrato que fica solto no solo e quando não absorvido pelas plantas, é reduzido em NO , N_2O e N_2 (Schmidell & Regginato, 2007). A reação entre a glicose e o gás nitrogênio representa a desnitrificação:



O carbono está presente em todos os seres vivos e os seus compostos são necessários e essenciais para a vida. Ele é encontrado em alguns reservatórios, como os aquáticos, atmosférico, edáficos e biosfera. Além disso, todos esses combustíveis fósseis como o carvão mineral, o petróleo, gás natural e as turfeiras mais conhecidas como *peatlands* deixaram de ser estoques e passaram a ser utilizados pelo homem, sendo que os produtos de seu uso resultam em emissões de formas do carbono, que contribuem para o aquecimento global (Falkowski, Scholes, Boyle, Canadell, Canfield, Elser, Gruber, Hibbard, Hogberg, Linder, Mackenzie, Moore III, Pedersen, Rosenthal, Seitzinger, Smetacek, & Steffen, 2000).

Dentre os diversos compartimentos, o oceano é o que tem a maior quantidade do elemento (40 mil Pg C), seguido pelas reservas fósseis (10 mil Pg C), solos (1600 PG C), atmosfera (710 Pg C) e vegetação (610 Pg C) (Lal, 2004). Assim, no ambiente terrestre, deve

ser dada atenção especial aos sistemas florestais, os quais apresentam alta relevância no armazenamento e fluxo de C.

O ciclo do carbono envolve os oceanos, atmosfera e o interior da Terra, onde se aloja a maior parte do carbono. A ciclagem do elemento envolvendo o ciclo das rochas é denominado de ciclo longo do C.

Basicamente, o CO₂ presente na atmosfera se encontra com a água e forma o ácido carbônico [H₂CO₃]. Esse ácido reage com elementos da crosta terrestre formando carbonatos, os quais são depositados no fundo dos mares. Com o passar do tempo geológico, processos de sedimentação formam as rochas carbonáticas, as quais podem passar por zonas de subducção e entrarem no manto terrestre, formando magma, que posteriormente dará origem às rochas magmáticas ou metamórficas. Portanto, abaixo da superfície terrestre, as rochas sedimentares sofrem pressão em temperaturas extremas e, como resultado, funde e reage com os minerais, liberando gás carbônico novamente para a atmosfera, pelas atividades vulcânicas (Foster, 2016). Entretanto, essas poderão, na dinâmica externa das rochas no planeta, dar origem às rochas sedimentares (Martins, Pereira, Lopes, & Andrade, 2003).

O ciclo biológico tem duração rápida nos compartimentos bióticos e podem durar minutos, horas, dias, meses, anos ou décadas. A assimilação de carbono em compostos orgânicos é o resultado de uma série complexa de reações químicas e bioquímicas, reguladas por uma série de enzimas, dentre as quais se destaca a rubisco (1,5 bifosfato Carboxilase-Oxigenase).

Nas plantas, o dióxido de carbono entra nas folhas pelos poros, chamados estômatos e se difunde no estroma do cloroplasto, ou seja, local onde ocorrem as reações do ciclo de Calvin e onde o açúcar é reduzido. Essas reações também são chamadas de reações independentes da luz, porque não são diretamente dirigidas pela luz.

No ciclo de Calvin, os átomos de carbono do CO₂ são fixados (incorporados em moléculas orgânicas) e usados para construir açúcares de três carbonos. Este processo é alimentado e dependente de ATP e NADPH, oriundos da fase dependente de luz (Machado, 2005) e é exemplificado na equação abaixo.



Dentre os diversos compartimentos, as florestas urbanas representam um local muito importante no contexto da paisagem citadina para ciclar o C. A Figura 2 apresenta um esquema do ciclo rápido do carbono.

2.2 Emissão de gases do efeito estufa

Os gases do efeito estufa, gás carbônico [CO₂], metano [CH₄] e o óxido nitroso [N₂O], são primordiais para a existência das diferentes formas de vida na Terra (Zschornack, 2011).

O metano é um gás incolor e sem cheiro. Ele possui pouca solubilidade na água e é considerado um dos mais simples hidrocarbonetos, porém, em contato com o ar, é altamente explosivo. O seu potencial radioativo é 21 vezes maior que o CO₂ (IPCC, 2006; Kennedy, Beggins, & Duarte, 2010). Esse gás afeta a concentração de vapor de água e ozônio na estratosfera. A sua concentração na atmosfera está em torno de 1,72 partes por milhão por volume [ppmv], em termos relativos, por ano, essa taxa sobe até 0,9%. A Tabela 1 apresenta o potencial de aquecimento global e o tempo de meia vida dos três principais GEE na atmosfera.

Tabela 1.

Potencial de aquecimento global [PAG] e tempo de vida de cada gás na atmosfera

Gás	Tempo de Vida na Atmosfera (Anos)	Potencial de aquecimento Global (100 anos)
Dióxido de carbono (CO ₂)	50-200	1
Metano (CH ₄)	9-15	21
Óxido nitroso (N ₂ O)	120	310

Fonte : IPCC, 2018.

O dióxido de carbono é um gás essencial para a vida no planeta e está presente na hidrosfera e na atmosfera sob a forma de dióxido de carbono, porém a sua alta concentração na atmosfera está associada a poluição do ar e desequilíbrio do efeito estufa. No ano 2013, a concentração do gás atingiu 400 ppm, em pleno pico sazonal do outono do hemisfério Norte. Em 2015, o planeta fechou o ano com valores de 400,9 ppm (Observatório do Clima, 2016).

O N₂O é um gás de efeito estufa que pode ser gerado naturalmente pelas florestas e oceanos. Trata-se de um gás que, mesmo quando emitido em pequenas quantidades, promove um potencial de aquecimento global até 12 vezes maior do que o CH₄ (IPCC, 2007) e 310 vezes maior do que o CO₂. Em 2004, este gás foi responsável por 7,9% das emissões de gases de efeito estufa antropogênicos no planeta e o seu acúmulo cresceu em média de 120%, desde

1950, ou seja, os valores subiram de 270 ppb, na segunda metade do século passado, para 324 ppb, em 2011 (Portmann, Daniel, & Ravishankara, 2012).

2.2.1 Mudanças climáticas e a resiliência das cidades

O planeta Terra já vivenciou diversos eventos de mudanças climáticas ao longo de sua história, sendo que muitos deles foram fundamentais para a evolução biológica se formar como ela é atualmente. No entanto, a maior parte dos processos ocorreram ao longo de períodos geológicos longos, os quais processos de aumento de variabilidade genética e seleção natural acompanharam tal escala temporal (Crowley, & North, 1988).

Evidências científicas apontam que nos últimos 650 mil anos, o planeta Terra passou por sete ciclos de avanços e recuos glaciais, sendo que, desde os últimos sete mil anos nós vivemos na era climática moderna, ou seja, a da população humana organizada em sociedade. Cabe destacar que esses ciclos glaciais foram associados às pequenas variações na órbita terrestre, fato que alterou o balanço energético do planeta, levando a extremos climáticos (Siegenthaler, Stocker, Monnin, Lüthi, Schwander, Stauffer, & Jouzel, 2005).

Porém, a discussão que se tem atualmente é que a provável mudança climática pode ter como protagonista as atividades humanas. Informações de satélites e dados de campo têm fomentado, ao longo dos últimos 80 anos, trabalhos científicos publicados em importantes periódicos acadêmicos sobre a mudança do clima na Terra (Yang, Gong, Fu, Zhang, Chen, Liang, & Dickinson, 2013).

Atualmente, atribui-se, quase que inequivocadamente, o aquecimento global às emissões de CO₂, N₂O e CH₄, conforme dito anteriormente, além de considerar o relevante papel do vapor de água emitido na atmosfera.

Algumas variações da concentração destes GEE na atmosfera são evidenciadas por bolhas retidas em testemunhos de gelo coletadas na Groenlândia ou mesmo em anéis de crescimento de árvores analisados isotopicamente (Woodborne, Hall, Robertson, Patrut, Rouault, Loader, & Hofmeyr, 2015; Miteva, Sowers, Schüpbach, Fischer, & Brenchley, 2016).

Uma evidência da mudança climática foi o aumento, em oito polegadas, do nível do mar ao longo do século passado. O site da agência espacial Norte americana (NASA, 2019) destacou que a taxa de aumento do nível do mar, nas duas últimas décadas, é quase o dobro da ocorrida no século passado, com o detalhe de que este valor está aumentando, ligeiramente, a cada ano.

O IPCC (2019) apontou que o aumento da temperatura média global na faixa de 1° - 3° C acima dos valores registrados na década de 1990 do século XX poderá oferecer benefícios em algumas regiões do planeta, mas custará economicamente, caro às outras partes.

São Paulo é um exemplo de confronto com os impactos da alteração do clima, pois a região vivenciou nos anos de 2014 e 2015, uma das maiores secas da sua história. O planejamento hídrico voltado estrategicamente para extremos climáticos não acompanhou a enorme demanda de água e, com isso, a crise hídrica foi marcada por injustiças sociais e econômicas (Nobre, Marengo, Seluche, & Cuartas 2016).

Desta forma, entendeu-se que, adaptar-se a um futuro contexto de alteração climática e eventuais mudanças nos sistemas sociais, ambientais e econômicos das cidades pode ser uma boa forma de evitar um mal anunciado.

2.3 Políticas públicas

Oficialmente, a Política Nacional sobre a Mudança do Clima foi criada em 2009 pela Lei n. 12.187, que oficializou o compromisso voluntário com o Brasil junto à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, para reduzir as emissões de gases de efeito estufa, entre 36,1% a 38,9% das emissões projetadas até 2020 e, com o intuito de proteger o sistema do clima global (Borja & Ribeiro, 2007). No primeiro período de compromissos, de 2008 a 2012, os países participantes se comprometeram a diminuir as emissões de GEE em 5%, já no segundo período, essa redução seria de 18%, entre os anos de 2013 a 2020, comparados com as emissões de 1990 (Salatiel, 2012).

Algumas metas foram estabelecidas para que o compromisso firmado tivesse, de fato, efeito positivo, sendo que, uma delas, foi a de eliminar a perda líquida de área de cobertura florestal, até o ano de 2015 e dobrar as áreas de florestas plantadas para 11 milhões de hectares até 2020, sendo 2 milhões de hectares com uso de espécies nativas. A lei também determina que a adaptação seja em área local, regional e nacional (MMA, 2018).

De acordo com o levantamento do projeto MapBiomas, iniciativa interinstitucional que envolve universidades, empresas e sociedade civil, em três décadas o Brasil teve perda líquida de 71 milhões de hectares de vegetação nativa, equivalente as áreas dos estados de São Paulo, Paraná, Rio de Janeiro e Espírito Santo (MapBiomas, 2018).

Para que todas as metas propostas sejam cumpridas, os *Stakeholders* necessitam de base para gerenciar e planejar problemas ambientais nas áreas urbanas. É necessário o bom entendimento dos serviços prestados pelas áreas verdes e do impacto ambiental, causado pela retirada dos recursos naturais (Calfapietra, Peñuelas, & Niinemets, 2015).

O assunto sobre o impacto ambiental e mudança do clima vem sendo discutido em grande escala desde 1986, mesmo ano em que aconteceu uma Conferência em Toronto e, pela primeira vez, o tópico “Clima” foi discutido, porém sem nenhum representante oficial, apenas

grupos que discutiam o tema efeito estufa e a mudança do clima não ganhou muita atenção, entretanto, a tentativa de levantar a bandeira ficou de lado. Dois anos depois, em 1988, no Congresso dos Estados Unidos o assunto ganhou visibilidade, a partir de um relatório apresentado pelo climatologista James Hansen, na época James era um dos principais estudiosos do assunto. Ainda em 1988, as Nações Unidas apoiaram a criação do IPCC pela Organização Meteorológica Mundial em cooperação com o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente [PNUMA].

Em outra conferência das Nações Unidas, em 1992, foi aprovado o Tratado Ambiental Internacional, atentos com as concentrações de gases de efeito estufa na atmosfera pelas ações antrópicas. Também, em apoio à redução de GEE, surgiu o Protocolo de Quioto, um tratado internacional complementar à Convenção-Quadro das Nações Unidas, criado em 2007 e que propôs três mecanismos para apoiar os países no cumprimento de metas ambientais, sendo o primeiro: as parcerias entre países, o segundo: a compra de créditos de países que poluem menos e o terceiro: o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo [MDL], para ajudar na redução de emissões de gases de efeito estufa (IPCC, 2015).

O Painel Intergovernamental sobre Mudanças do Clima [IPCC] divulga relatórios avançados sobre as Mudanças Climáticas, com a participação voluntária de cientistas do mundo todo, considerado a maior autoridade mundial a respeito de aquecimento global (Hansen, 2010) e tem como objetivo divulgar os avanços sobre as mudanças do clima, indicando as causas e todos os efeitos de risco para a humanidade. Todas as informações fornecidas pelo IPCC são de qualidade e analisadas criteriosamente, por cientistas importantes e influentes, proporcionando-lhes, o Prêmio Nobel da Paz (Kitzberger, & Pérez, 2009).

O primeiro relatório do IPCC a ser divulgado foi em 1990 e o último em 2014. Dando continuidade ao assunto mudanças climáticas, em 2009, as Nações Unidas prosseguiram no trabalho de reduzir a temperatura da Terra e realizaram em Copenhague, um encontro com líderes de todos os países, porém, esse acordo foi selado apenas pelos Estados Unidos, China, Brasil, Índia e África do Sul e nenhum valor foi estipulado para redução dos GEE (Folha Online, 2018).

Dois anos depois, em 2011, pela Lei n. 5.248, foi criada, na cidade do Rio de Janeiro, a Política Estadual sobre Mudança do Clima, com a meta de reduzir as emissões de GEE do estado com base no compromisso firmado pelo Brasil. A Lei tem como o objetivo prevenir, mitigar os efeitos e adaptar o Estado às mudanças do clima, inclusive foram estabelecidas metas para alguns setores diminuirem as emissões, como é o caso do setor de transporte (Borja, & Ribeiro, 2007).

Em 2016, na 21ª Conferência das Partes [COP21], da UNFCCC, na cidade de Paris, foi acordado por 195 países a redução de GEE, no contexto do desenvolvimento sustentável. Firmado esse acordo, os países tiveram que evidenciar as reduções e estabilizar a temperatura global. No ano seguinte o acordo foi ratificado e o Brasil se comprometeu a mitigar as emissões de gases em -37% das emissões de carbono até 2025 e -43% até 2030 (ISA, 2017).

A política pública tem o papel de interferir coletivamente e manter o bem-estar de toda a população, principalmente dos mais humildes, que dependem de todas as ferramentas para que tenham igualdade social, respeitando todos os direitos (Lopes, 1998).

O Brasil possui riquezas naturais que precisam ser conservadas, porém vem sofrendo perdas de suas reservas com o aglomerado número de pessoas que tomam conta das cidades a cada dia e a vegetação sofre o impacto. Algumas providencias foram tomadas para proteger essas áreas, sendo a criação das Unidades de Conservação [Ucs], constituída pela Lei n. 9.985, de 18 de julho, 2000, que implementa o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza [SNUC], com objetivo de contribuir para a preservação e a restauração da diversidade de ecossistemas naturais (MMA, 2018).

De acordo com o MMA (2019), para reduzir as emissões dos gases de efeito estufa ou seus precursores na atmosfera, em uma área específica e em um período determinado é necessário que todas as fontes de gases, sejam elas liberadas por gases de efeito estufa ou de seus precursores na atmosfera, sejam analisados, mesmo que pelas ações antrópicas. Substituir processos tecnológicos seria uma adaptação necessária para reduzir as emissões de gases de efeito estufa (MMA, 2018).

No entanto, as medidas tomadas devem levar em consideração os diferentes contextos socioeconómicos de sua aplicação e é necessário dividir os compromissos e encargos decorrentes entre os setores econômicos, populações e comunidades interessadas. De maneira justa e moderada e atentar as responsabilidades individuais quanto à origem das fontes emissoras e dos efeitos acarretados sobre o clima (MMA, 2018).

De acordo com o Ministério do Meio Ambiente entre os anos 2016 e 2017, cerca de 2,6 bilhões de toneladas das emissões líquidas de gás carbono foram reduzidas. Segundo os relatórios do MMA, essa redução se deu pelo processo de fotossíntese nas áreas de florestas preservadas como terras indígenas e áreas de proteção (MMA, 2018).

Sendo assim, o país já teria cumprido a sua meta de redução de 1,2 bilhão de toneladas de emissão líquida de carbono até 2020. Porém os especialistas dizem que a meta internacional, de 1,3 bilhão de toneladas de CO₂, não foi atingida ainda. Segundo o observatório do clima, o

grande contribuinte de emissão de gás carbônico é o desmatamento da Floresta Amazônica e do cerrado (Observatório, 2018).

Os últimos dados publicados sobre o inventário de emissões nacionais de gases de efeito estufa foram disponibilizados em 2017, quarta edição das estimativas Anuais, mostrando as emissões nacionais entre 1990 a 2015. A Figura 1 mostra as Emissões nacionais de gases de efeito estufa entre 1990 a 2015.

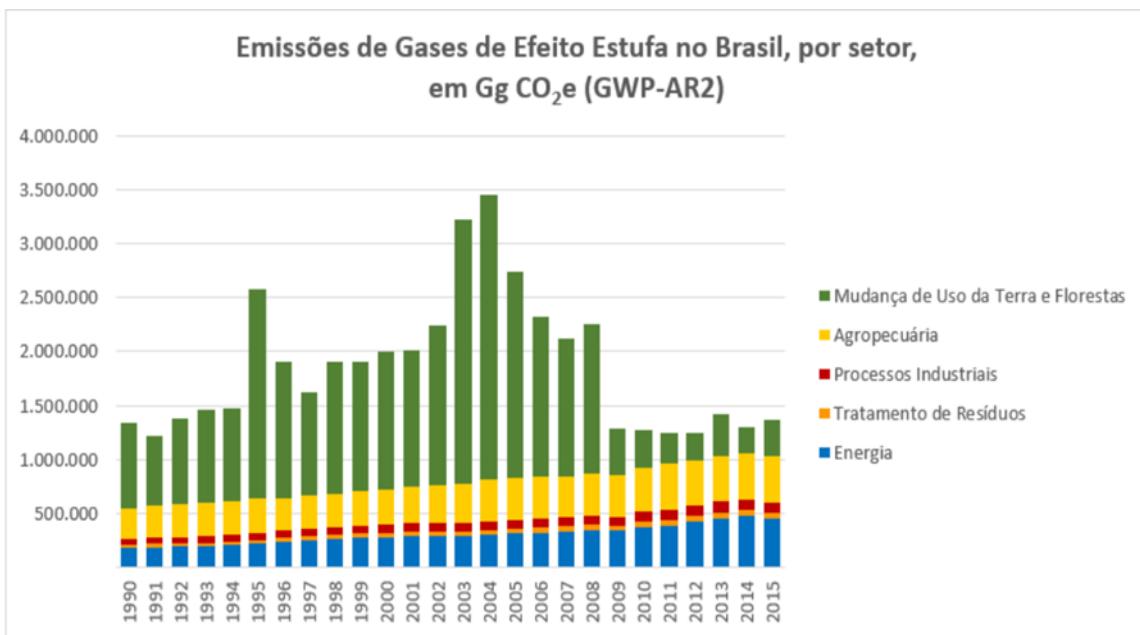


Figura 1. Emissões nacionais de gases de efeito estufa entre 1990 a 2015.
Fonte: EducaClima, 2018.

De acordo com a Figura 1, o pico das emissões brasileiras aconteceu em 2004, ano que foram lançados à atmosfera 3,453 bilhões de toneladas de CO₂ e, neste ano as taxas de desmatamento ilegal foram elevadas, porém entre os anos de 2005 e 2017 houve queda de 65% na taxa de desmatamento, no mesmo período que foi implantado o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal [PPCDAm], com o objetivo de reduzir e controlar a degradação florestal. O PPCDAm transformou, de forma significativa, o perfil brasileiro de emissões de gases de efeito estufa (EducaClima, 2018).

Devido ao histórico de degradação ambiental no domínio atlântico, políticas públicas também têm sido voltadas para o bioma. O Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica [PMMA], instituído no artigo 38, da Lei da Mata Atlântica Lei n. 11.428, é um instrumento legal que direciona e possibilita que os municípios atuem proativamente na conservação e recuperação da vegetação nativa da Mata Atlântica. Inclusive, o plano aponta ações prioritárias e áreas para a conservação, manejo, fiscalização e recuperação da vegetação

nativa e da biodiversidade (MMA, 2019). Na Mata Atlântica, mesmo fragmentada, estima-se que ocorram mil espécies vegetais, dentre elas espécies em extinção e endêmicas. Grande parte do bioma se concentra em cidades e regiões metropolitanas do Brasil (Brasil, 2015). Desta forma, o PMMA surge como uma alternativa para transformar espaços vazios urbanos ou áreas abandonadas, em unidades de conservação ou parques que sirvam como infraestrutura verde municipal, capaz de interligar áreas verdes urbanas com corredores ecológicos, conectando fragmentos urbanos aos contínuos florestais. Para isso, os municípios devem mapear os seus limites geográficos e discutir com a sociedade civil as finalidades uso da terra em um contexto futuro de organização territorial.

Assim, o PMMA pode servir como adaptação das cidades à futuros cenários de extremos climáticos, a qual os mecanismos de resiliência são baseados nos próprios ecossistemas, ou seja, o plano pode servir como uma Adaptação baseada em Ecossistema (AbE). Esta AbE é uma política pública federal de recuperação do bioma, na qual objetiva preparar e aumentar a resiliência urbana aos futuros eventos de chuva intensa ou secas prolongadas (Marengo, Valverde, & Obregon, 2013).

3 Metodologia

3.1 Área de estudo

Para testar as hipóteses do presente trabalho e atingir os resultados esperados, a área de estudo foi dividida em quatro florestas urbanas na cidade de São Paulo, sendo eles o Parque Tenente Siqueira Campos, conhecido apenas como Parque trianon [PT], o Parque Alfredo Volpi [PAV], o Parque Natural das Fontes do Ipiranga [PEFI] e o Parque do Carmo [PC].

O Parque Tenente Siqueira Campos, conhecido como Trianon, está situado na Rua Peixoto Gomide, 949 e Avenida Paulista, 1700 (Cerqueira César), na cidade de São Paulo (Latitude $23^{\circ} 33' 41''$ S e longitude $46^{\circ} 39' 23''$ W). Este parque possui 48,6 mil m² de área verde e 126 anos desde a sua inauguração.

O Parque Alfredo Volpi está localizado na Av. Eng. Oscar Americano, 480 bairro Morumbi, (Latitude -23,5893 S e Longitude de -43,7015 O) e possui área de 142.432 m². A área é administrada pela prefeitura regional do Butantã e tem 52 anos desde a sua inauguração, criado pelo Decreto Estadual n. 30.443, de 20 de setembro, 1989. A Figura 2 detalha a vista aérea dos parques de estudo, PT, PAV, PEFI e PC.

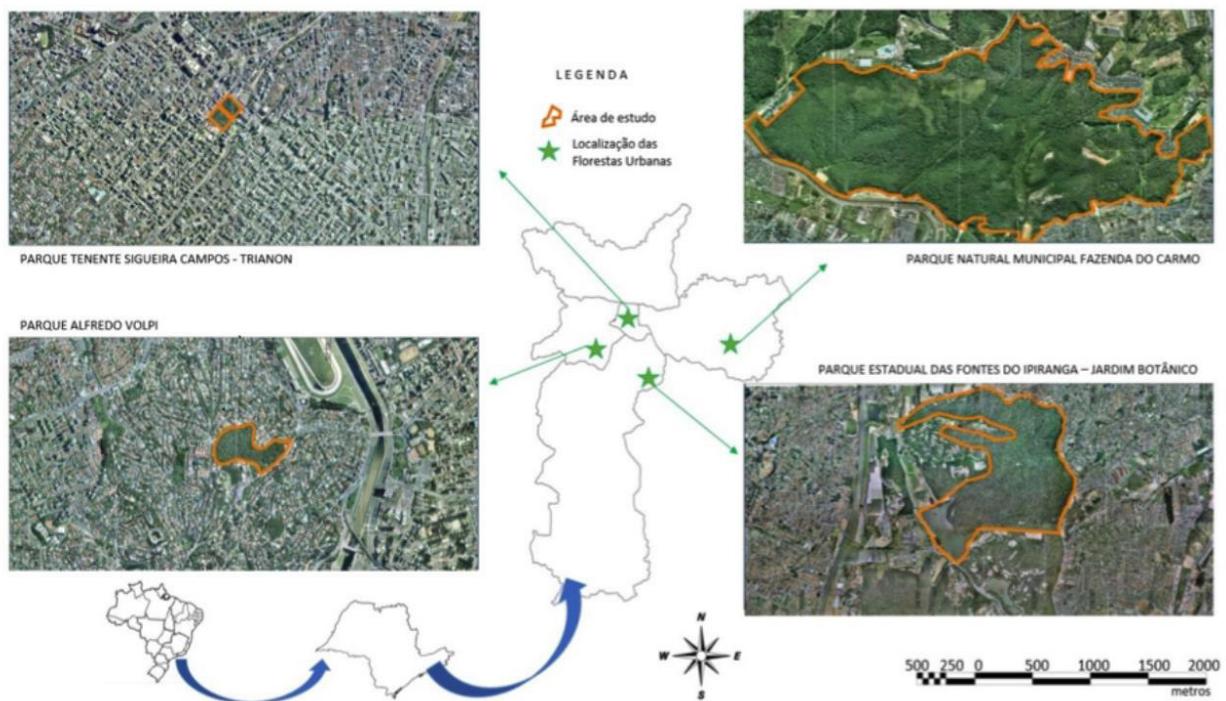


Figura 2. Vista aérea dos parques PT, PAV, PEFI e PC.
Fonte: adaptado de “Lima”, 2018

O Parque Estadual das Fontes do Ipiranga [PEFI] está situado na Avenida Miguel Estefano, 3.687, na cidade de São Paulo, (Latitude $23^{\circ} 38' 24.6''$ S e Longitude $46^{\circ} 37' 3.1''$ O).

O parque foi criado pelo Decreto Estadual n. 204 de 12 de setembro de 1893 e possui área de 526 hectares. O parque compartilha o espaço com Jardim Botânico de São Paulo, o Parque Zoológico de São Paulo, o Parque de Ciência e Tecnologia da Universidade de São Paulo e o Observatório de São Paulo.

O Parque do Carmo ou Olavo Egydio, está situado na Estrada da Fazenda do Carmo, 350 - Gleba do Pêssego, região leste do município de São Paulo, (Latitude - 23°35'11.55"S e Longitude - 46°29'2.21"O). Foi criado pelo Decreto Municipal n. 43.329, no dia 12 de junho de 2003. Em 2008, por meio do Decreto n. 50.201 recebeu outro nome, Parque Natural Municipal Fazenda do Carmo, uma área de Proteção Ambiental com 1,5 milhão m², tem 42 anos desde a sua inauguração. Na Tabela 2 mostra os quatro parques que foram analisados.

Tabela 2.

Tabela com informações sobre as áreas de estudo. Destaque especial para o tamanho dos parques e urbanização do entorno.

Localidade	Área Total (ha)	Altitude (m)	Ano de Criação	Urbanização no entorno
Parque Mun. Ten. Siqueira	4,6	805 a 815	1924	1882 a 1914
Parque Mun. Alfredo Volpi	14,2	730 a 790	1971	1950 a 1962
Parque Est. Fontes do Ipiranga	526,4	760 a 825	1969	1930 a 1950 e 1950 a 1962
Parque Mun. Fazenda do Carmo	867,6	782 a 864	1989	1940 a 2003

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

3.2 Coleta de GEE

As coletas foram realizadas a cada 15 dias, em florestas de tamanhos diferentes, entre os meses de setembro de 2018 e janeiro de 2019.

Em todas as unidades amostrais foram medidos os fluxos de óxido nitroso [N_2O], metano [CH_4] e dióxido de carbono [CO_2], utilizando-se o método descrito por Varner, Keller, Robertson, Dias, Silva, Crill, McGroddy e Silveret (2002) e também por Souza-Neto (2012). As câmaras foram colocadas no solo e tiveram uma base de 14 cm altura e uma tampa de 7 cm altura, ambas com 39 cm de diâmetro, conforme mostra a Figura 3.



Figura 3. Câmara estática e componentes para a coleta de gases. Na figura 5A, a câmara estática de alumínio, em 5B câmara estática de alumínio com tampa de acrílico e adaptador para captar o gás concentrado, em 5C câmara estática de alumínio vedada com água na borda, fechada com tampa de acrílico e com uma seringa de 20 ml 5D frascos de vidro de 20 ml para aprisionar os gases coletados.

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Oito câmaras foram distribuídas em duas áreas diferentes de cada parque, cada área de aproximadamente 35 m². As câmaras 1, 2, 3 e 4 foram fixadas no solo com a profundidade de aproximadamente 2 cm e com distância de 4 metros, uma da outra. As câmaras 6, 7, 8 e 9 foram fixadas em outro ponto do parque com distância de aproximadamente 70 m do primeiro ponto, mantendo 4 metros uma da outra como no primeiro ponto. Mantendo o intervalo de tempo de 30 minutos de coleta para todas as câmaras, exceto a coleta da câmara 6 que teve intervalo

maior que 20 minutos, por se tratar-se de outro ponto do parque. Esse tempo foi o suficiente para desmontar as câmaras estáticas do primeiro ponto do parque e montar no segundo ponto do parque, dando sequência às coletas. Depois de fixadas no solo, foram vedadas com água para não permitir a entrada de gás no interior da câmera no momento da coleta. O ar contido nas bases das câmaras foram homogeneizadas, permitindo que houvesse trocas do ar entre ela e a atmosfera.

Iniciada a coleta na câmara 1, o cronômetro foi acionado e coletada a amostra de ar do tempo zero (t_0), aos 2 minutos do cronômetro foi coletado o (t_0) da câmara 2, em 4 minutos o (t_0) da câmara 3 e em 6 minutos o (t_0) da câmara 4. Foram utilizadas seringas de *nylon* de 20 ml para auxiliar nas coletas de gases e em seguida depositados em frascos de vidros de 20 ml vedados com tampas de borracha. Para cada câmara foram coletados 4 frascos durante o período de 0, 10, 20, 30 minutos após o fechamento das câmeras estáticas, no intervalo de 8h às 13h.

A temperatura e umidade do solo, foram medidas com um termômetro digital (profundidade de 3 cm) e a temperatura do ar com o auxílio de outro aparelho digital.

Para o cálculo de volume exato da câmara, o conjunto câmara teve sua altura medida do solo ao topo em três pontos diferentes, para posterior cálculo de altura média.

3.3 Análise dos GEE

As amostras foram analisadas por cromatografia gasosa, pois a versatilidade de um sistema cromatográfico permite escolher adequadamente os componentes e montá-los em um só aparelho para quantificar os três GEE. O cromatógrafo utilizado para analisar os gases desse trabalho foi o Shimadzu modelo GC-2014, instalado no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental - CENA/USP. Esse equipamento possui detectores de FID com ionização de chama para CO₂ e CH₄ e ECD captura de elétrons para N₂O (Keller, & Reiners, 1994).

Os fluxos dos gases foram calculados através da equação 1, de acordo com proposto por Jantalia, Santos, Urquiaga, Boddey e Alves (2008).

Equação 1

$$f = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{V}{A} \times \frac{m}{Vm}$$

Onde,

ΔC = mudança de concentração do gás dentro da câmara;

(Δt) = tempo em que a câmara está fechada;

V e A = volume e área do solo coberta pela câmara;

M = massa molecular de cada gás (N₂O, CH₄, CO₂)

VM = volume molecular de cada gás.

3.4 Delineamento estatístico

Os dados foram tabulados e analisados quanto às suas características de distribuição. Quando não alcançada a distribuição normal, realizou-se técnicas de transformação dos dados para alcançar tal finalidade. No entanto, como em alguns casos, a natureza dos dados não apresentaram distribuição normal, adotou-se neste estudo técnicas não paramétricas para as análises em questão. Para encontrar relações existentes entre as variáveis meteorológicas foram feitas correlações de Sperman, pois os dados não alcançaram aderência à curva de distribuição normal.

Para encontrar possíveis grupos homogêneos entre os fluxos observados nas florestas urbanas utilizou-se a análise multivariada de ordenação de escalonamento multidimensional não métrico [NMDS], adotando-se o índice métrico de dissimilaridade de Bray-Curtis, considerando valor de *stress* inferior a 0,20. A inferência do teste foi dada por Análise de Similaridade [ANOSIM].

A fim de investigar quais variáveis do ambiente foram mais responsáveis pelos fluxos, curvas de regressão linear entre a emissão de GEE e as variáveis abióticas (temperatura e umidade relativa média do ar e solo) foram feitas.

4 Resultados

a) Caracterização do Ambiente Físico

As características gerais do ambiente físico, nas quatro áreas de estudo, foram relativamente semelhantes, tendo por exemplo, valores de temperatura média do ar em torno de 21°C a 23°C nos parques, com o desvio padrão que de 1,1 a 1,4. A temperatura do ar máxima encontrada foi de 25°C, nos parques PT e PAV e PC e a mínima de 19°C no PEFI. A temperatura média do solo ocorreu em torno de 21°C, nos parques PT, PAV e PEFI, sendo que o PC foi o que mostrou os menores valores médios, ou seja, em torno de 19°C. Os valores médios de umidade do ar foram em torno de 83% durante o período de estudo, sem muitas variações entre os locais, no entanto a máxima encontrada foi de 95% no PT e a mínima de 62% em todos os parques. A umidade do solo seguiu a mesma tendência da temperatura, na qual o valor médio entre os parques PT, PAV, PEFI e PC foi de 25%. Para esta variável, os maiores valores registrados foram no PT, PAV e PC (37%) e o menor foi de 13% no PEFI. A precipitação pluviométrica do PEFI foi a maior, alcançando 598 mm, durante o período de estudo. Os resultados das variáveis metereológicas nas áreas de estudo, a média, mediana, máxima, mínimo e desvio padrão são indicados na Tabela 3.

Tabela 3.

Variável meteorológica dos parques analisados, a média, mediana, máxima, mínimo e desvio padrão.

Local	Variável meteorológica	Média	Mediana	Máxima	Mínimo	Desvio padrão
PT	Temperatura ar (°C)	22,5	21,9	26,0	20,6	2,2
	Temperatura solo (°C)	21,8	22,0	23,0	19,0	1,4
	Umidade ar (%)	83,8	84,0	95,0	62,0	10,6
	Umidade solo (%)	22,8	21,7	30,3	18,6	9,6
	Precipitação (mm)	461,7	#	#	#	#
PAV	Temperatura ar (°C)	22,8	22,1	26,0	20,7	2,1
	Temperatura solo (°C)	21,2	21,0	23,0	19,0	1,4
	Umidade ar (%)	83,8	84,0	95,0	62,0	10,6
	Umidade solo (%)	26,3	26,2	38,8	13,4	7,7
	Precipitação (mm)	494,0	#	#	#	#
PEFI	Temperatura ar (°C)	20,9	20,3	24,9	19,1	2,2
	Temperatura solo (°C)	21,4	21,0	23,0	19,0	1,4
	Umidade ar (%)	83,8	84,0	95,0	62,0	10,6
	Umidade solo (%)	21,9	22,0	36,7	13,3	6,8
	Precipitação (mm)	598,2	#	#	#	#
PC	Temperatura ar (°C)	21,8	21,4	25,2	20,1	2,0
	Temperatura solo (°C)	19,9	20,0	21,0	18,0	1,1
	Umidade ar (%)	83,8	84,0	95,0	62,0	10,6
	Umidade solo (%)	27,9	27,1	39,4	21,2	5,0
	Precipitação (mm)	476,0	#	#	#	#

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Considerando-se que um fator de extrema importância para a atividade microbiana e consequente emissão de N_2O , CH_4 e CO_2 é a disponibilidade de água e temperatura no solo, o modelo de balanço hídrico de Thornthwaite e Mather (1955), calculado para as quatro áreas de estudo, mostrou algumas variações em relação a reposição e deficiência hídrica ao longo do período de estudo. Observou-se no PT, entre os meses de setembro à outubro, que ocorreu excedente hídrico no solo, sendo que, no mês de novembro, houve uma deficiência e retirada hídrica. Já no mês de dezembro houve retirada excedente com consequente reposição hídrica.

Algo muito parecido aconteceu no PAV, porém a deficiência hídrica se mostrou menos pronunciada. Em relação ao PEFI, observou-se que a maior deficiência hídrica foi em novembro, seguida por um período de reposição hídrica, tendo um subsequente mês ainda de deficiência de água no solo e só um excedente com leve reposição de água no mês de dezembro e mantendo o excedente de água no solo no mês de janeiro. No PC, o excedente hídrico aconteceu no mês de outubro, com retirada de água no solo no mês de novembro e novamente um elevado excedente no mês de dezembro, com a reposição e excedente no mês e janeiro/2019 (Figura 4).

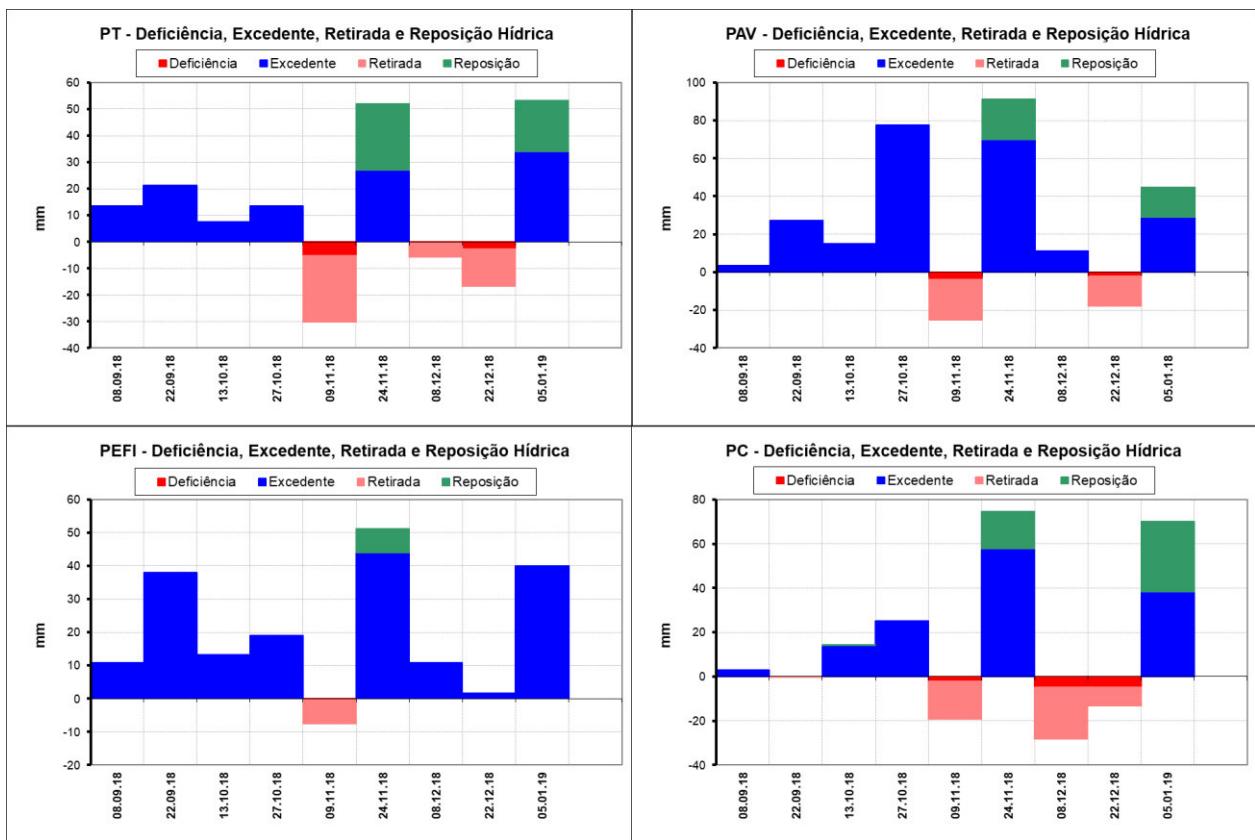


Figura 4. Balanço hídrico. Deficiência, excedente, retirada e reposição hídrica nos parques estudados.
Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

O tipo de solo pode interferir no balanço hídrico. Em geral, os parques desse estudo são diferentes quanto ao sistema edáfico (Ramon, 2018). O tipo de solo do PT é mais argiloso e consequentemente apresenta distinta dinâmica no armazenamento hídrico no solo. A prorosidade do solo preenchida pelo ar é reduzida quando molhado, elevando a tortuosidade e efetivando o transporte de gás. Alguns solos contém quantidades elevadas de areia fina, os quais contribuem para o significativo aumento de água no seu perfil (Linvingston, & Hutchinson, 1995), como ocorre nos PC, PAV e PEFI.

Em ambientes urbanos existe condição um pouco diferenciada do sistema natural de floresta, pois é normal encontrar ilhas de calor ao longo da paisagem (Ruth, 2013; Li, Zhang, Mirzaei, Zhang, & Zao, 2018), sendo que este fenômeno é mais pronunciado no centro da cidade, local onde se encontra o PT. Na região central há intenso tráfego de veículos, que emitem toneladas e óxidos de nitrogênio na troposfera local, por ano, além de outros gases que ajudam a esquentar a atmosfera em escala local. Deve-se considerar que o conjunto de edifícios e a infraestrutura cinza, de forma geral, também corroboram para a retenção do calor, na região do PT (Teza, & Baptista, 2005).

Os outros parques apresentam relativo trânsito de veículos nos seus arredores, porém, são áreas maiores que têm uma dinâmica distinta da regulação climática e microclimática. Diversos fatores podem contribuir para o maior ou menor aquecimento local, inclusive a quantidade de água retornada à atmosfera pelo sistema solo-planta.

Uma característica que pode interferir nas taxas de evapotranspiração, por exemplo, é a umidade relativa do ar. Esta variável pode ser influenciada ou influenciar a movimentação estomática das folhas das árvores, as quais podem ser influenciadas pelo adensamento arbóreo de uma determinada região. Portanto, florestas com maior adensamento arbóreo podem apresentar características distintas do balanço hídrico e energético mesmo tendo semelhanças na estrutura topográfica e edáfica (Giambelluca, Scholz, Bucci, Meinzer, Goldstein, Hoffmann, & Buchert, 2009). Aragaki (2018) mostrou que a densidade arbórea no PAV é 30% maior do que no PT, fato que deve compensar, em partes, a diferença da estrutura do solo nos fluxos de água no sistema solo-planta-atmosfera.

Assim, reforça-se que a própria estrutura da floresta está relacionada e influencia o balanço hídrico sequencial. Devido ao funcionamento análogo às bombas reguladoras de água, Baker, Brazel, Selover, Martin, McIntyre, Steiner e Musacchio (2003) destacaram que uma solução para as ilhas de calor em centros urbanos seria a ampliação da vegetação em áreas verdes. Gartland (2010) mencionou que a implantação de árvores seria medida eficiente para a mudança do clima em escala local.

Essa discussão traz, à luz da gestão urbana, a necessidade de se repensar o adequado manejo de florestas urbanas, seja para a regulação microclimática ou para o controle de fluxos de gases emitidos pela decomposição da matéria orgânica. Com isso, a infraestrutura verde ganha mais visibilidade e se apresenta como instrumento de resiliência em cidades que, historicamente, foram ambientalmente mal planejadas.

b) Avaliação dos fluxos de gases de efeito estufa

A emissão de gases de efeito estufa apresentou variação significativa ao longo das áreas de estudo. A emissão de CH₄ a partir dos solos foi significativamente menor no PT, que nas outras áreas estudadas. O valor mais alto de mediana ocorreu no PEFI, seguido do PC e PAV. Tais registros foram 92% menor do que o encontrado por Zanoni, Zanatta, Dieckow, Kan e Reissman (2015). No entanto, deve-se considerar que diversos estudos apresentaram valores negativos de CH₄ em solos de sistemas florestais, o que significa que o comportamento funciona, mesmo com grande sequestrador do gás (Fang, Yu, Liu, Hu, & Chapsin, 2018; Peter, & Groffman, 2009; Costa, 2014). Este resultado mostrou que áreas maiores ou mais periféricas apresentam maiores emissões do gás. Embora a emissão do metano esteja fortemente associada às áreas alagadas ou áreas sobre antigos aterros e lixões (Dlugokencky, Nisbet, Fisher, & Lowry, 2011), o papel de florestas urbanas como sumidouro apresenta forte componente na resiliência de cidades em um contexto de mudanças climáticas globais.

Um fator chave que pode alterar a capacidade do solo em sequestrar o gás é a alteração da sua estrutura (Smith, 2004c), ou seja, quando ocorre a conversão de seu uso natural para fins agrícolas ou urbanização mal planejada (Van Delden, Rowlings, Scheer, De Rosa, & Grace, 2018). No entanto, o mecanismo inverso torna o solo florestal em um ótimo reservatório do CH₄. O reflorestamento ou manejo adequado de uma área pode potencializar a capacidade do sistema edáfico em capturar metano (Hiltbrunner, Zimmermann, Karbin, Hagedorn, & Niklaus, 2012). Isso ocorre porque um componente que aumenta o potencial do solo em capturar o gás é a redução do conteúdo de água no solo e a otimização da comunidade metanotrófica na utilização do gás (da Silva Cardoso, Quintana, Janusckiewicz, de Figueiredo Brito, da Silva Morgado, & Ruggieri, 2018). Esse cenário pode ser alcançado com o adensamento arbóreo que promove o fluxo de água no sistema solo-planta-atmosfera, retirando/interceptando água do solo e umidificando a atmosfera (Hiltbrunner, Zimmermann, Karbin, Hagedorn, & Niklaus, 2012).

Ao analisar a Figura 6A, nota-se que o PT foi o local que teve a deficiência hídrica mais pronunciada, fato que provavelmente interferiu na atividade microbiana da flora metanotrófica,

de forma que a emissão de CH₄ nesse local foi menor. Corroborando essa ideia, a maior mediana foi a do PEFI, que teve o maior valor de excedente hídrico no solo (Figura 5 C).

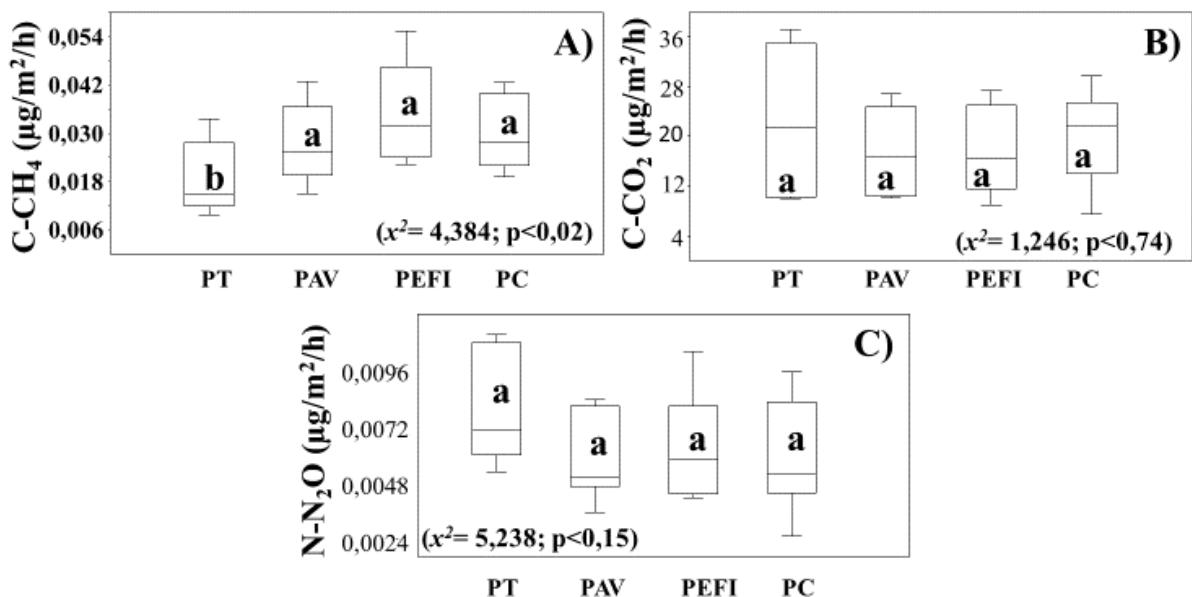


Figura 5. Teste estatístico de Kruskal Wallis. Boxplot apresentando valores de mediana e quartis das concentrações de gases analisadas. Em “A”, valores de CH₄; em “B”, valores de CO₂; em “C” valores de N₂O. Letras minúsculas representam possíveis diferenças estatísticas ao nível de probabilidade < 0,05.

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

O fluxo de CO₂ e N₂O não apresentaram diferenças significativas entre as áreas e as maiores medianas ocorreram, para ambos os compostos, no PT. Embora o teste de Kruskal-Wallis não tenha evidenciado variações estatísticas, o monitoramento ao longo de um ano poderia destacar o Parque Trianon das demais áreas de estudo no período de estação seca. Isso provavelmente ocorreria devido às características da estrutura do solo que é bastante argilosa e rica em matéria orgânica, o que lhe confere maiores estoques de C e N (Ramon, 2018). Além disso, o PT está no centro da cidade de São Paulo, onde, supostamente, a amplitude térmica do ar e solo devem ser maiores do que nas outras áreas durante o inverno. Este conjunto de fatos favorecem a decomposição microbiana e a consequente emissão de CO₂ e N₂O para a atmosfera.

Os valores de CO₂ emitidos a partir dos solos de florestas urbanas da cidade de São Paulo foram baixos quando comparados aos dados da literatura existente sobre florestas urbanas (Tabela 4). Fang et al., (2009) encontraram valores entre 5,4 e 9,0 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹, enquanto, nesse estudo, encontramos na ordem de 20 µg C-CO₂ m⁻² h⁻¹. Ao comparar os valores deste trabalho com o de outros fragmentos de floresta Atlântica, porém não urbanos, notou-se que os valores também se distinguem. Carmo e colaboradores (2012) mostraram que os fluxos de CO₂

ao longo de um gradiente altitudinal em florestas primárias da Mata Atlântica, região Sudeste do Brasil, oscilaram em torno de 1,5 à 4,2 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹, ou seja, valores acima dos registrados neste trabalho.

Embora os resultados desse estudo não tenham mostrado uma clara distinção, o PT está localizado na região central da cidade, que historicamente tem temperatura mais elevada do que na periferia, conforme dito anteriormente. Este fator pode ter selecionado, ao longo do tempo, comunidades microbianas distintas, que podem ter maior eficiência na decomposição da matéria orgânica. Nesse lugar não se conhece o tipo de comunidade bacteriana que vive no solo decompondo a serapilheira, fato que poderia elucidar o potencial destas áreas na emissão de GEE para a atmosfera. Outro fator importante a ser considerado pode ser a quantidade e qualidade de serapilheira produzida, sendo que as frações do material decíduo podem ser um fator determinante para que haja variação na taxa de emissão de carbono para atmosfera (Swails, Jaye, Verchot, Hergoualc'h, Schirrmann, Borchard, & Lawrence, 2018).

Outro fator que pode alterar os fluxos de CO₂ e N₂O para atmosfera está associado à constante decomposição de serapilheira (*k*). Alguns autores têm discutido o potencial da contaminação atmosférica neste processo ecossistêmico e tem-se notado que a poluição aérea pode ter papel fundamental na atividade microbiana (Ferreira, Silva, Pereira, & Lamano-Ferreira, 2014; Ferreira, Ribeiro, Albuquerque, Ferreira, Figueira, & Laforteza, 2017). Esta condicionante também pode ser um processo de seleção de biota entre as diversas regiões de áreas verdes de São Paulo. O centro da cidade tem um histórico de perturbação de mais de 200 anos, ao passo que regiões periféricas, como o Parque do Carmo tem um processo de urbanização no entorno há apenas 50 anos, sendo que ele se intensificou somente nos últimos 20 anos (Tabela 4).

Tabela 4.

Tabela comparativa com valores de emissões de metano, carbono e nitrogênio encontrados neste e em outros estudos.

Autor/Ano	C-CH ₄	C-CO ₂	N-N ₂ O	Local	Tipo
Este trabalho	0,02 µg/m2/h	21,35 µg/m2/h	0,01 µg/m2/h)	Parque Trianon, SP	Florestas urbanas tropicais
	0,03 µg/m2/h	17,64 µg/m2/h	0,01 µg/m2/h	Parque Alfredo Volpi, SP	
	0,03 µg/m2/h	17,05 µg/m2/h	0,01 µg/m2/h	Parque Estadual Fontes do Ipiranga, SP	
	0,03 µg/m2/h	20,07 µg/m2/h	0,01 µg/m2/h	Parque do Carmo, SP	
Martin et al, 2017	-2,9 ± 1,7 mg- ha ⁻¹ h ⁻¹	6,8 ± 2,3 mg- ha ⁻¹ h ⁻¹	****	Europa Central	Floresta madura 100 anos
Doff, E S, 2013	****	6,86 ± 1,78 µmol m ⁻² s ⁻¹	*****	Amazônia - Brasil	Floresta Tropical
Werner, C., et al. 2010	****	****	0,88 a 2,37 Tg N ano ⁻¹	Kakamega - Quênia.	Floresta Tropical
Zhang, et al. 2018	****	****	0,7 µg N kg ⁻¹ dia ⁻¹	China	Floresta Secundária
Christian et al.2006	-25,6 ± 1,3 µg Cm ⁻² h ⁻¹	38,0 ± 1,8 mg C m ⁻² h ⁻¹	7,3 ± 0,7 µg N m ⁻² h ⁻¹	China	Floresta Secundária
Luo1 et al.2013	-2,38 kg C ha ⁻¹ ano ⁻¹		0,96 kg C ha ⁻¹ ano ⁻¹	Alemanha	Floresta Tropical
Tang, et al. 2006	3,4 a 0,9 mg CH4 m ⁻² ha ⁻¹	7,7 a 4,6 mg CO2 m ⁻² ha ⁻¹	3,2 a 1,2 mg N2O m ⁻² ha ⁻¹	China	Floresta tropical
Carmo et al. 2012	-1,8 a 1,0 g C h ¹ d ⁻¹	4,2 a 1,5 mg - C m ⁻² h ⁻¹	0,5 mg N2O m ⁻² ha ⁻¹	Floresta Atlântica Montana- São Paulo	Floresta Tropical
Costa k. 2014	-0,023 mgm ⁻² h ⁻¹	***	****	Baltimore - EUA	Floresta Urbana
Meadow et al.1995	3,8 mg- ha h ⁻¹	****	*****	Bronx - Nova Yorke - EUA	Floresta Urbana
Bellingrath- et al.2014	****	****	298 µg N m ⁻² h ⁻¹	Japão	Floresta Urbana
Fang et al. 2009	-4,3 a 0,4 µg C m ⁻² h ⁻¹	5,4 – 9,0 mg C m ⁻² h ⁻¹	2,0–4,4 µg N m ⁻² h ⁻¹	China	Floresta Urbana
Peter & Groffman, 2009	0,23 mg m ⁻² dia ⁻¹	***	****	Baltimore- EUA	Floresta Urbana

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Além disso, a localidade onde hoje se encontra o PT provavelmente já foi uma fazenda de café ao longo dos séculos XIX e XX e, posteriormente, se transformou em um fragmento de floresta Atlântica (Valle, 2019). Este histórico pode estar associado a alteração das condições estruturais do solo e consequentemente à dinâmica dos ciclos biogeoquímicos envolvidos neste compartimento. Embora se conheça, em partes, o histórico de cada área de estudo, o uso pretérito do solo por conta da expansão urbana pode ter reflexos nos processos ecológicos encontrados atualmente. Esperava-se, na concepção deste estudo, que o PT apresentasse

maiores valores de emissão de CO₂ e N₂O, não somente pelo maior teor de matéria orgânica presente no solo (Ramon, 2018), mas pelo provável *input* de nitrogênio reativo oriundo da frota automotiva que está a mais tempo rodeando a área do parque (Tabela 2). Galloway, Aber, Erisman, Seitzinger, Howarth, Cowling e Cosby (2003) citaram que o aumento de nitrogênio reativo (Nr) emitido na troposfera pode acarretar em uma série de consequências para a dinâmica e funcionamento de florestas urbanas, dentre as quais se destacam o aumento da produtividade, eutrofização e perda da biodiversidade. No entanto, uma avaliação temporal mais ampla deve ser feita para averiguar possíveis relações deste acréscimo de Nr em solos de fragmentos urbanos.

Os dados de N₂O do presente estudo mostraram que, mesmo a maior mediana encontrada no PT ainda está abaixo dos valores encontrados para outros estudos em áreas verdes urbanas (Bellingrath-Kimura, Oura, Sekikawa, Yonemura, Sudo, Hayakawa, Minamikawa, Takata & Hara, 2014; Fang et al., 2014). Deve-se considerar que em outros países, principalmente nos EUA, há um problema de fertilização em quintais domésticos e excesso de deposição de N em alguns sistemas naturais.

Ao comparar os dados desse trabalho com emissões oriundas de florestas primárias de Mata Atlântica (400 m acima do nível do mar), observou-se emissão de N₂O em floresta nativa 51,4% maior do que no PT. Tal evidência mostrou que a suposta eutrofização pelo Nr emitido, principalmente pela frota automotiva, não é alta suficiente para promover um aumento expressivo na ciclagem do elemento e emissão do óxido nitroso para a atmosfera. Isso, provavelmente, indica que outros processos inerentes ao ciclo do N devem reter este excesso emitido pelas atividades humanas no sistema solo-planta. Embora outras formas de nitrogênio não tenham sido investigadas neste estudo (p. ex.: NO⁻³, NO⁻², NH⁺⁴), pode-se supor que essas florestas estudadas estão retendo em algum local o nitrogênio.

A Tabela 5 mostra como algumas variáveis meteorológicas influenciaram na emissão dos gases de efeito estufa para a atmosfera. Em relação à temperatura média do ar, observou-se que ela influenciou significativamente a emissão de N₂O no PT e CO₂ no PT e PEFI. No entanto, notou-se que a emissão de dióxido de carbono foi inversamente proporcional à temperatura do ar, fato que contrapõe a influência na emissão de óxido nitroso. Isso pode ser explicado pela diminuição da temperatura média do ar e do solo que deve alterar a atividade microbiana. Em relação às variáveis relacionadas ao aporte hídrico, a umidade do solo apresentou forte influência positiva na emissão de N₂O no PAV. A precipitação pluviométrica influenciou de forma negativa as emissões de CO₂ e CH₄ no PEFI. Considerando um valor de probabilidade marginal o excesso hídrico também influenciou a emissão de N₂O no PC (Tabela 5).

De forma geral, estes resultados mostraram que o ambiente físico apresenta controle sobre a emissão dos gases e que em um cenário futuro de restrição hídrica e aumento da temperatura média do ar, provavelmente os fluxos de GEE poderão apresentar tendência diferente das encontradas nesse estudo.

Tabela 5.

Tabela de correlação de Sperman entre dados de emissão de CH₄, CO₂, e N₂O e variáveis meteorológicas. GEE – Gases de Efeito Estufa; T ar – Temperatura média do ar; T solo – Temperatura média do solo; U solo – Umidade relativa do solo; P – Precipitação pluviométrica; EH – Excesso hídrico no solo; DH – Déficit hídrico no solo.

GEE	LOCAL	T AR	T SOLO	U SOLO	P	EH	DH
N ₂ O	PT	0,74*	0,13	0,28	0,20	-0,15	-0,41
	PAV	0,10	0,34	0,95*	0,43	0,34	-0,16
	PEFI	0,16	0,29	0,35	-0,18	-0,03	0,00
	PC	-0,01	-0,11	-0,35	0,45	0,60**	0,57
CO ₂	PT	-0,86*	0,11	-0,18	-0,32	0,07	0,35
	PAV	-0,28	-0,15	0,35	-0,13	0,26	-0,16
	PEFI	-0,64**	0,11	-0,15	-0,77*	-0,28	-0,55
	PC	-0,20	0,40	-0,52	0,17	0,30	0,54
CH ₄	PT	-0,47	-0,04	-0,18	-0,48	-0,19	-0,14
	PAV	0,09	-0,60	-0,35	-0,50	-0,28	-0,16
	PEFI	-0,42	0,54	0,22	-0,82*	-0,47	-0,55
	PC	0,23	-0,02	0,28	0,18	-0,03	-0,08

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Os resultados da Figura 6 mostraram que não há uma associação clara entre os estoques de C e N do solo com os fluxos de GEE emitidos. Embora o PT seja o parque com maior estoque de C no solo (Ramon, 2018) e maior fluxo emitido no período de estudo, notou-se fraca relação inversa entre os outros três parques (Figura 6B). Essa mesma tendência se observa na relação entre os estoques de N e as emissões de N₂O nas áreas de estudo. Estes resultados demonstraram que variações na comunidade microbiana e as etapas inerentes ao ciclo do N entre as áreas de estudo podem ser fatores chaves para compreender os fluxos observados nesse trabalho.

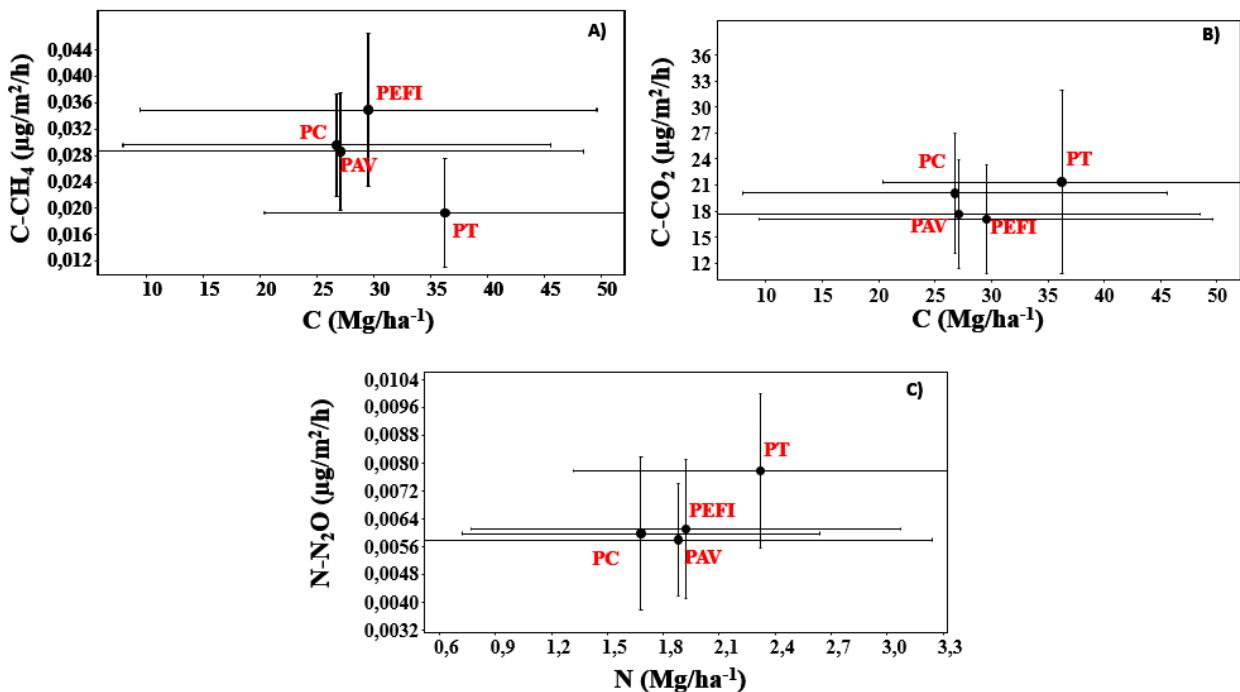


Figura 6. Relação entre os estoques de carbono e nitrogênio dos solos de florestas urbanas e as respectivas emissões de gases de efeito estufa. Em A), observa-se a relação entre a emissão de CH₄ e o estoque de C no solo. Em B), observa-se a a relação entre emissão de CO₂ e o estoque de C. Em C), observa-se a relação entre o estoque de N no solo e a emissão de N₂O.

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Os resultados até aqui presentes demonstraram que as florestas urbanas estudadas apresentam alta capacidade de estocar C e N em seus solos, ou seja, essas florestas estão funcionando com ótimos reservatórios desses elementos, pois emitem baixos fluxos de volta para a atmosfera.

Ao se analisar, de forma integrada, a emissão dos três GEE em todas as áreas de estudo, a análise não métrica-multidimensional [NMDS] apresentou alguns agrupamentos homogêneos. A análise teve *stress* menor do que 0,2 e a separação dos grupos foi inferida pela ANOSIM, a qual teve valor de probabilidade menor do que 5% e R de 0,08.

Notou-se, de forma bastante evidente, que a maioria das unidades amostrais referentes às emissões observadas no PT se distanciaram das unidades amostrais do PEFI. Estas por sua vez, formaram um grande grupo junto às unidades referentes ao PC e PAV. Isso é particularmente interessante, ao se considerar que o PT é o parque mais antigo, a menor área e também é o parque localizado mais ao centro da cidade, fato que lhe confere uma condição geográfica e histórica diferente das demais áreas.

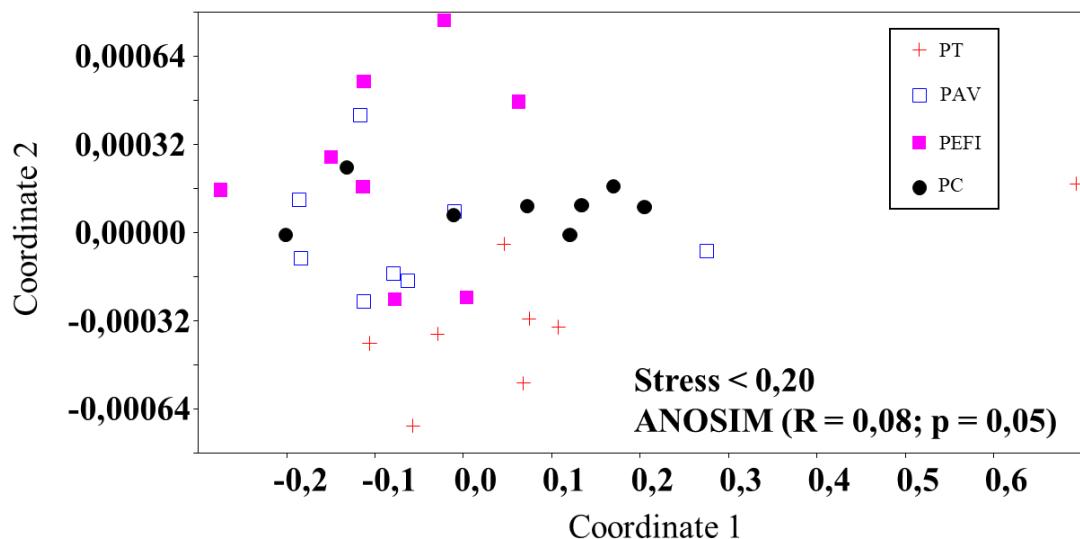


Figura 7. Análise não métrica-multidimensional [NMDS] representando os agrupamentos homogêneos referentes às áreas estudadas.

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Tendo como base esses resultados, notou-se que, embora haja particularidades ecológicas em cada fragmento de floresta urbana, em geral, estes ambientes da paisagem citadina podem servir como mecanismos de aumento da resiliência da cidade de São Paulo, frente a futuros cenários de mudanças climáticas. Os solos florestais analisados mostraram que são ótimos reservatórios de elementos que constituem os gases de efeito estufa (C e N), sendo desta forma, um local a ser conservado no contexto da cidade. Deve-se considerar ainda que, nesses solos e acima deles, existem raízes e partes aéreas de árvores que têm grande potencial de sequestrar e estocar carbono e nitrogênio (Escobedo, Varela, Zhao, Wagner, & Zipperer, 2010; Nowak, Greenfield, Hoehn, & Lapoint, 2013; Fares, Paoletti, Calfapietra, Mikkelsen, Samson & Le Thiec, 2017), sendo que essa partição dos elementos reforçam a premissa da área verde como instrumento de aumento da resiliência da cidade.

Alguns autores têm trabalhado com o conceito de *Nature-based Solution* [NbS] na comunidade europeia, China e EUA (Laforteza, Chen, van den Bosch, & Randrup, 2017; Xing, Jones, & Donnison, 2017), sendo a ampliação de espaços verdes urbanos uma NbS apropriada para compensar, em partes, as emissões atmosféricas oriundas do processo de urbanização. Este assunto ganha relevância ao se pensar no Plano Municipal da Mata Atlântica realizado pelo município de São Paulo. A secretaria do verde e meio ambiente da cidade publicou, em seu relatório final no ano de 2017, a necessidade de se criar novas Áreas de Proteção Ambiental [APA's] no território urbano. Dentre o mapeamento feito por técnicos e discutido com a

sociedade civil, diversos espaços vazios urbanos poderiam ser ocupados por alguma utilidade pública, dentre as quais se destacam os parques e unidades de conservação.

Considerando-se que este trabalho trouxe, à luz da literatura científica, uma explicação do potencial dos solos de áreas verdes urbanas do município como bons reservatórios de carbono e nitrogênio, uma solução viável para a gestão pública seria transformar o uso de espaços ociosos em áreas protegidas, as quais resolveriam questões fundiárias, conservacionista e climáticas na cidade de São Paulo.

Este fortalecimento da infraestrutura verde da cidade traria outros benefícios à população, além do aumento da resiliência do município a futuros eventos de extremos climáticos. Chen (2015) discutiu a relevância da infraestrutura verde na mitigação do carbono emitido pelas atividades humanas e destacou que fragmentos florestais são determinantes no aumento da resiliência de cidades em um cenário de mudanças climáticas. Além disso, diversos autores mostraram que viver perto a áreas verdes trazem benefícios físicos e mentais (Gascon, Triguero-Mas, Martínez, Dadvand, Forns, Plasència, & Nieuwenhuijsen, 2015; Dadvand, & Nieuwenhuijsen, 2019), além de melhorar em outros aspectos a qualidade de vida das pessoas.

Além disso, o aumento de áreas de proteção ambiental estaria associado a uma proposta do governo federal, a qual procura adaptar municípios brasileiros a tais eventos climáticos extremos. Dentre diversos programas e projetos, a Adaptação baseada em Ecossistemas tem sido uma ferramenta amplamente difundida nos municípios para serem implementadas de forma natural, desprezando, em grande parte, a tradicional infraestrutura cinza. O aumento no número de parques municipais que possam otimizar a capacidade de sequestrar C e N e emitir baixos fluxos para a atmosfera é também considerada uma adapatação da cidade baseada em ecossistema, e mais, pode ser implementada no planejamento urbano da cidade de São Paulo, dado que o Plano diretor estratégico contempla tais mecanismos (São Paulo, 2014).

Conclusões

Este trabalho trouxe contribuição na compreensão da dinâmica do carbono e nitrogênio em áreas urbanas, os quais podem ter diferentes padrões do que ocorre em áreas não antropizadas.

O desenvolvimento do presente estudo possibilitou uma análise da emissão de GEE a partir de solos de florestas urbanas em diferentes localizações e tamanhos, do centro para a periferia, permitindo avaliar possíveis variações nos fluxos entre as áreas selecionadas. Os valores encontrados se apresentam dentro do analisado e proposto por outros autores, fato que valida a metodologia selecionada e aqui aplicada.

Os solos mostraram baixos fluxos de GEE emitidos e alto potencial de estoque de C e N, o que lhes confere um papel importante, como reservatórios destes elementos. O PT foi o parque que se destacou dos demais, seja para a emissão de CH₄ ou dos outros compostos (CO₂ e N₂O), fato que reforça que tanto o tamanho da área, quanto a sua localização ou estrutura edáfica são atributos relevantes na dinâmica do C e N em áreas urbanas.

Além disso, as correlações encontradas entre as emissões de gases de efeito estufa e as variáveis meteorológicas destacaram que, em futuros cenários de extremos climáticos os fluxos poderão apresentar padrão diferente ao deste estudo, o que poderia tornar os solos de fragmentos de florestas urbanas mais ou menos propensos e emitir os gases.

Diante do potencial de se armazenar carbono e nitrogênio no solo, sugere-se que políticas públicas voltadas para a ampliação e manejo de áreas verdes sejam prioritárias nas gestões públicas municipais, de forma que este componente natural da paisagem urbana sirva como instrumento de aumento da resiliência da cidade em um contexto de futuras alterações climáticas. Além disso, tal ação contempla diretrizes já estabelecidas pelo governo federal, as quais devem ser realizadas em nível municipal.

Ressalta-se, por fim, que pesquisas futuras são necessárias para entender melhor o depósito e emissão de C e N nos solos florestais da cidade, já que no Brasil, estudos em fragmentos urbanos ainda são escassos.

Referências

- Adams MP, Smith PL (2014). A systematic approach to model the influence of the type and density of vegetation cover on urban heat using remote sensing. *Landscape and Urban Planning*, 132: 47-54. doi: 10.1016/j.landurbplan.2014.08.008
- Aduan, R. E.; Vilela, M. D. F.; dos Reis JR., F. B. (2004). Os grandes ciclos biogeoquímicos do planeta. Planaltina - DF.
- Aguiar, M. L., Lourenço, I. P., Oliveira, T. S., Lacerda, N. B. (2006). Perda de nutrientes por lixiviação em um Argissolo Acinzentado cultivado com meloeiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 10, n. 4, p. 811-819.
- Alves, D. B. (2012). Cobertura vegetal e qualidade ambiental na área urbana de Santa Maria RS. Dissertação (Mestrado em Geografia) – UFSM, Santa Maria.
- Baccini, A; Goetz S. J., Walker W.S., Laporte N.T., Sun M., Sulla-Menashe D., Hackler, J., Beck, P. S. A., Dubayah, R. Friedl, M. A., Samanta, S., & Houghton, R. A. (2012). Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change*; 2(3), 182-185. Recuperado de: <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1354>.
- Baker, L. A., Brazel, N., Selover, C. Martin, N., McIntyre, F., Steiner, A., Musacchio, L. (2003). Urbanization and warming of Phoenix (Arizona, USA) impacts, feedbacks and mitigation. *Urban ecosystems*, 6, 183-203.
- Bellingrath-Kimura, S.D., Oura, N., Sekikawa, S., Yonemura, S., Sudo, S., Hayakawa, A., Minamikawa, K., Takata, Y., Hara, H. (2014) Differences in the Spatial Variability Among CO₂, CH₄, and N₂O Gas Fluxes from an Urban Forest Soil in Japan. *Kungl. Vetenskaps-Akademien*.
- Berland, A., Shiflett, S.A., Shuster, W.D., Garmestani, A.S., Goddard, H.C., Herrmann, D.L., Hopton, M.E. (2017). The role of trees in urban stormwater management. *Landsc. Urban Plann.* 162, 167–177
- Blum, J. (2016). Contribution of ecosystem services to air quality and climate change mitigation policies: the case of urban forests in Barcelona, Spain. In *Urban Forests*. Apple Academic Press, 21-54.
- Borja, A. G. B. & Ribeiro, F. (2007). “Crédito de carbono: da estruturação do protocolo de Kyoto à implementação das atividades de projeto MDL”. *Revista de Economia da UEG, Anápolis (GO)*, 3(1).
- Bouwman, A., Beusen, A., Griffioen, J., Van Groenigen, J., Hefting, M., Oenema, O., Van Puijenbroek, P., Seitzinger, S., Slomp, C., & Stehfest, E. (2013). Global trends and uncertainties in terrestrial denitrification and N₂O emissions, *Philos. T. Roy. Soc. B.*, 368, 1–25, doi: 10.1098/rstb.2013.0112.
- Brady, N. C.; & Weil, R. R. (2013). Elementos da natureza e propriedades dos solos. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 704 p

- Braker, G., Schwarz, J., Schwarz, & Conrad, R. (2010). Influence of temperature on the composition and activity of denitrifying soil communities. *FEMS Microbiol Ecol* 73, 134–148.
- Brasil. (2014). Ministério do Meio Ambiente. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio Descoberto. Brasília, DF.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. (2016). ENREDD+: estratégia nacional para redução das emissões provenientes do desmatamento e da degradação florestal, conservação dos estoques de carbono florestal, manejo sustentável de florestas e aumento de estoques de carbono florestal / Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental. Departamento de Políticas de Combate ao Desmatamento. Brasília: MMA
- Brasil. Política Nacional sobre Mudança do Clima – PNMC. Lei n. 12.187 (2009). República Federativa do Brasil, Brasília, DF.
- Cantarella, H. (2007). Nitrogênio. In: Novais, R. F. Novais, R. F.; Alvarez V., V. H.; Barros, N. F.; Fontes, R. L. F.; Cantarutti, R. B.; Neves, J. C. L. Fertilidade do solo. Viçosa: SBCS, 7, 375-470. changes in rainfall extremes in the metropolitan área of São Paulo. Climate Research,
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science advances*, 1(5), e1400253.
- Chapin III, F.S.; Matson, P.A.; Vitousek, P. (2011). Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer Science & Business Media.
- Chen A, Yao XA, Sun R, Chen L (2014). Effect of urban green patterns on surface urban cool islands and its seasonal variations. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13, 646-654. doi: 10.1016/j.ufug.2014.07.006
- Chen, W. Y. (2015). The role of urban green infrastructure in offsetting carbon emissions in 35 major Chinese cities: a nationwide estimate. *Cities*, 44, 112-120.
- Childers, D., Cadenasso, M., Grove, J., Marshall, V., McGrath, B., & Pickett, S. (2015). An ecology for cities: A transformational nexus of design and ecology to advance climate change resilience and urban sustainability. *Sustainability*, 7(4), 3774-3791.
- Costa, R. B.; Lopes, A.; Zorz, A. Z.; Diniz, F.; Gomes, J.; Nicacio, P. R.; Fonseca, F. (2015). Fragmentação florestal e reprodução de espécies arbóreas. In: Pasa, M. C. (Org.). Múltiplos olhares sobre a biodiversidade. Cuiabá, MT: Carlini & Caniato Editorial, 9-31.
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P.C., van der Ploeg, S., Anderson, S., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K., (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environ. Change* 26, 152–158.
- Covey, K. R., Wood, S. A., Warren, R. J., Lee, X., Bradford, M. A. (2012): Elevated methane concentrations in trees of an upland forest. *Geophys. Res. Lett.* 39.

- Crowley, T. J., & North, G. R. (1988). Abrupt climate change and extinction events in earth history. *Science*, 240(4855), 996-1002.
- Dadvand, P., & Nieuwenhuijsen, M. (2019). Green space and health. In *Integrating Human Health into Urban and Transport Planning* (pp. 409-423). Springer, Cham.
- De Camargo, Trumbore, Martinelli, Davidson, Nepstad., & Victoria, (1999). Soil carbon dynamics in regrowing forest of eastern Amazonia. *Global Change Biology*, 5(6), 693-702.
- Delitti, W.B.C. (1995). Estudos de ciclagem de nutrientes: instrumentos para a análise funcional de ecossistemas terrestres. *Oecologia Brasiliensis* 1:469-486
- Departamento de Estadual de Trânsito de São Paulo - DETRAN. (2017).
- Slugokenky, E. J., Nisbet, E. G., Fisher, R., & Lowry, D. (2011). Global atmospheric methane: budget, changes and dangers. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369(1943), 2058-2072.
- Economia da Mudança do Clima no Brasil: Custos e Oportunidades. Marcovitch, Dubeux e Margulis. (2010).
- Elmqvist T, Setälä H, Handel SN, Van Der Ploeg S, Aronson J, Blignaut JN, Gómez-Bagethun E, Nowak DJ, Kronenberg J, & De Groot R. (2015). Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Curr Opin Environ Sustainability*. 14:101–108.
- EPA. Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Causes and Consequences. Ecological Society of America, Washington. (1997). Recuperado em: 01, junho de 2018, de: <https://www.esa.org/esa/documents/2013/03/issues-in-ecology-issue-1.pdf/>
- Falkowski, P., Scholes, R. J., Boyle, E. E. A., Canadell, J., Canfield, D., Elser, J., Gruber, N.; Hibbard, K.; Hogberg, P.; LindeR, S.; Mackenzie, F.T.; Moore III, B.; Pedersen, T.; Rosenthal, Y.; Seitzinger, S.; Smetacek, V.; & Steff en, W. (2000). The global carbon cycle: a test of our knowledge of earth as a system. *Science*, 290(5490), 291-296.
- Fang, Yu, Liu, Hu, & Chapin, F. S. (2018). Climate change, human impacts, and carbon sequestration in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(16), 4015-4020.
- FAO, (2015). Global Forest Resources Assessment. FAO Forestry Paper No. 1//. UN Food and Agriculture Organization, Rome
- Ferreira, M. L., de Souza, L., Conti, D., Capellani Quaresma, C., Reis Tavares, A., Gonçalves da Silva, K., & de Camargo, P. (2018). Soil biodiversity in urban forests as a consequence of litterfall management: implications for São Paulo's ecosystem services. *Sustainability*, 10(3), 684.
- Ferreira, M. L., Pereira, E. E., & Monteiro, P. (2014). Ciclagem de nutrientes numa floresta urbana no município de São Paulo, SP. *Periódico Técnico e Científico Cidades Verdes*, 2(2).
- Ferreira, M. L., Ribeiro, A. P., Albuquerque, C. R., Ferreira, A. P. D. N. L., Figueira, R. C. L., & Laforteza, R. (2017). Air contaminants and litter fall decomposition in urban forest areas: The case of São Paulo-SP, Brazil. *Environmental research*, 155, 314-320.

- Ferreira, M. L., Silva, J. L., Pereira, E. E., & Lamano-Ferreira, A. P. D. N. (2014). Litter fall production and decomposition in a fragment of secondary Atlantic Forest of São Paulo, sp, southeastern Brazil. *Revista Árvore*, 38(4), 591-600.
- Ferreira, M.J; Oliveira, A. P.; & Soares, J. (2010). Anthropogenic heat in the city of São Paulo, Brasil. *Theoretical and Applied Climatology*, 101, 9-19.
- Figueiredo Filho, A., Moraes G. F., Schaaf, L. B., & Figueiredo J. (2003). Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma floresta ombrófila mista localizada no sul do Estado do Paraná. *Ciência Florestal*, Santa Maria, 13, 11-18.
- Financiamento climático para adaptação no Brasil: Mapeamento de fundos nacionais e internacionais. (2017). Instituto Ethos e WWF-Brasil.
- Folha Online (2013). “Vinte e cinco países montam documento para negociação climática da Efe”, em Copenhague. Recuperado em: 3 de junho, 2018, de: <http://www1.folha.uol.com.br/mundo/2015/11/1707034-acordo-da-conferencia-de-paris-sobre-clima-tera-cumprimento-obrigatorio.shtml>.
- Freitas CM, Carvalho ML, Ximenes EF, Arraes EF, Gomes JO. (2012). Vulnerabilidade socioambiental, redução do risco de desastres e construção da resiliência - lições do terremoto no Haiti e das chuvas fortes na Região Serrana, Brasil. *Cien Saude Colet*. 17(6), 1577-1586.
- Galloway, J. N., Aber, J. D., Erisman, J. W., Seitzinger, S. P., Howarth, R. W., Cowling, E. B., & Cosby, B. J. (2003). The nitrogen cascade. *Bioscience*, 53(4), 341-356.
- Gamfeldt L, Snaill T, Bagchi R, Jonsson M, Gustafsson L, Kjellander P, Ruiz-Jaen MC, Froberg M, Stendahl J, Philipson CD, Mikusinski G, Andersson E, Westerlund B, Andreén H, Moberg F, Moen J, & Bengtsson J (2013). Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nat Commun* 4:1340
- Gartand, L. (2010). Ilhas de calor: como mitigar zonas de calor em áreas urbanas. São Paulo: Oficina de Textos.
- Gascon, M., Triguero-Mas, M., Martínez, D., Dadvand, P., Forns, J., Plasència, A., & Nieuwenhuijsen, M. (2015). Mental health benefits of long-term exposure to residential green and blue spaces: a systematic review. *International journal of environmental research and public health*, 12(4), 4354-4379.
- Giambelluca, T. W., Scholz, F. G., Bucci, S. J., Meinzer, F. C., Goldstein, G., Hoffmann, W. A., & Buchert, M. P. (2009). Evapotranspiration and energy balance of Brazilian savannas with contrasting tree density. *Agricultural and forest meteorology*, 149(8), 1365-1376.
- Gomes, E. (2016) A Importância da Utilização do ICMS Ecológico pelos Estados. Recuperado em: 18 de abril de 2013, de: <http://www.icmsecologico.org.br/images/artigos/a056.pdf>.
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *science*, 319(5864), 756-760.
- Hiltbrunner, D., Zimmermann, S., Karbin, S., Hagedorn, F., & Niklaus, P. A. (2012). Increasing soil methane sink along a 120-year afforestation chronosequence is driven by soil moisture. *Global Change Biology*, 18(12), 3664-3671.

- Iclei; Programa Cidades Sustentáveis. (2016). Guia de Ação Local pelo Clima. São Paulo, Brasil.
- IPCC Climate Change. (2007). The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fouth Assessment Report of the Intergovermental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC. (2007). Climate Change: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge; New York: Cambridge University Press.
- IPCC. (2019). Painel Intergovernamental para as mudanças climáticas. Global warming of 1.5 degree Celsius. Recuperado em: 14 março de 2019, de: <https://www.ipcc.ch/sr15/>.
- ISA. Instituto Sócio Ambiental. COP 21. (2017). Recuperado em: 3 de junho de 2018, de: <https://www.socioambiental.org/pt-br/cop-21>.
- Jantalia, C.P., Santos, H.P., Urquiaga, S., Boddey, R.M. & Alves, B.J.R (2008). Fluxes of nitrous oxide from soil under diferente crop rolations and systems in the South of Brazil. Nutrical Cycling in Agroecosystems. Dordrechf, v.82.p.161-173.
- Kartal, B., Kuypers, M.M.M., Lavik, G., Schalk, J., Op Den Camp, H.J.M., Jetten, M.S.M & Strous, M. (2007). Anammox bactéria disguised as denitrifiers: nitrate reduction to dinitrogen gas via nitrite and ammonium. Environmental Microbiology, v.9, n.3.p.365-642, mar.
- Keenan RJ, Reams GA, Achard F, de Freitas JV, Grainger A, Lindquist E. (2015). Dynamics of global forest area: results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. For Ecol Manage 352:9 –20. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.014>.
- Kennedy H, Beggins J, Duarte C. M. (2010). Seagrass sediments as a global carbon sink: isotopic constraints. Global Biogeochem Cy 24; doi: 10.1029/2010GB003848.
- Kitzberger, P.; Pérez, G. J. (2009). El Tratamiento del cambio climático en la prensa latinoamericana, Diálogo Político, (3), 33-49
- Knutti, R., Rogelj, J., Sedláček, J., & Fischer, E. M. (2016). A scientific critique of the two-degree climate change target. Nature Geoscience, 9(1), 13.
- Koblitz, R., Júnior, S.J.P., Ajuz, R.C.A. & Grelle, C (2011) Ecologia de Paisagens e Licenciamento Ambiental. Natureza & conservação à revista brasileira de conservação da natureza 9(2):244-248
- Kong F, Yin H, Wang C, Cavan G, & James P. (2014) A satellite image-based analysis of factors contributing to the greenspace cool island intensity on a city scale. Urban Forestry & Urban Greening, 13: 846-853. doi: 10.1016/j.ufug.2014.09.009
- Kuhnen, F. (2013). Mineralização de nitrogênio de solos e de resíduo orgânico em laboratório e em campo. Tese Doutorado. Universidade Estadual Paulista, JaboticabalSP. 64p
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. Geoderma. 123, 1-22.

- Lanly, J.P. (Ed.), (1981). Tropical Forest Resources Assessment Project (GEMS): Tropical Africa, Tropical Asia, Tropical America, 4. UN Food and Agriculture Organization/UN Environment Programme, Rome.
- Le Quéré, C., Moriarty, R., Andrew, R. M., Canadell, J. G., Sitch, S., Korsbakken, J. I., & Houghton, R. A. (2015). Global carbon budget 2015. *Earth System Science Data*, 7, 349-396.
- Leite, C.; Awad, J. C. M. Cidades sustentáveis, cidades inteligentes: desenvolvimento sustentável num planeta urbano. Porto Alegre: Bookman, 2012.
- Leite, J. R. M.; & Ayala, P. de A. (2012). Dano ambiental: do individual ao coletivo extrapatrimonial: teoria e prática. Ed. Revista, atualizada e ampliada. Ed. São Paulo: Revista dos Tribunais, 5, 416 p.
- Li, G., Zhang, X., Mirzaei, P. A., Zhang, J., & Zhao, Z. (2018). Urban heat island effect of a typical valley city in China: responds to the global warming and rapid urbanization. *Sustainable Cities and Society*, 38, 736-745.
- Likens, G. E. (1981). Some perspectives of the major biogeochemical cycles. New York: John Wiley & Sons.
- Livesley, S., Escobedo, F., & Morgenroth, J. (2016). The Biodiversity of Urban and Peri-Urban Forests and the Diverse Ecosystem Services They Provide as Socio-Ecological Systems. *Forests* 7, 291. doi:10.3390/f7120291
- Lopes, R. (1998). A Cidade Intencional: o planejamento estratégico de cidades. Rio de Janeiro: Mauad.
- Machado, P. L. O de A. (2005). Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. *Química Nova*, 28(2), 329-334.
- Marengo JA, Nobre CA, Seluchi ME, Cuartas A, Alves LM, Mendiondo E. M, Obregón G, Sampaio G. (2015). A seca e a crise hídrica de 2014–2015 em São Paulo. *Revista USP* 106: 31–44.
- Marengo, J. A.; Valverde, M. C.; Obregon, G. O. (2013). Observed and projected changes in rainfall extremes in the Metropolitan Area of São Paulo.
- Mariotte, Mehrabi, Bezemer, De Deyn, Kulmatiski, Drigo, & Kardol, P. (2018). Plant–soil feedback: bridging natural and agricultural sciences. *Trends in ecology & evolution*, 33(2), 129-142.
- Martinelli, L. A. (2007). Os caminhos do nitrogênio – do fertilizante ao poluente; *Informações Agronômicas*, (118), 6-10.
- Martins, C. R.; Pereira, P. A. P.; Lopes, W. A.; Andrade, J. B. (2003). Ciclos Globais de Carbono, Nitrogênio e Enxofre: A importância da Química da Atmosfera. *Química Nova na Escola*, 5, 28 – 41
- Mascaró, Juan J., Amaral. B.M. e Conci.L.G. (2013). Infraestrutura verde: base de desenvolvimento sustentável para cidades de médio porte. Passo Fundo: FAPERGS.

- Mello-Théry, N. A. (2011). Conservação de áreas naturais em São Paulo. *Estudos Avançados*, 25(71), São Paulo.
- Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações, (2019). Link de acesso: <http://sirene.mctic.gov.br>
- Ministério do Meio Ambiente, (2018) <http://www.mma.gov.br/programas-mma.html>
- Musyoka, M.W., Adamtey, N., Muriuki, W & Cadisch, G. (2017). Effect of organic and conventional farming systems on nitrogen use efficiency of potato, maize and vegetables in the Central highlands of Kenya. *European Journal of Agronomy*.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853.
- Mylona, P.; Pawłowski, K. & Bisseling, T. (1995). Symbiotic nitrogen fixation. *The Plant Cell*, 7:869-885.
- National Oceanic and Atmospheric Administration. (2010), Nitrous oxide data from the NOAA/ESRL halocarbons in situ program, January 1998 to June 2010, Earth Syst. Res. Lab., Boulder, Colo. (Available at ftp://cmdl.noaa.gov/hats/n2o/insituGCS/CATS/global/insitu_global_N2O.txt)
- Nobre, C. A.; Marengo, J. A.; Seluchi, M. E.; Cuartas, L. A.; Alves, L. M. (2016). Some Characteristics and Impacts of the Drought and Water Crisis in Southeastern Brazil during 2014 and 2015. *Journal of Water Resource and Protection*, 8, 252–262.
- Nowak, D. J., Greenfield, E. J., Hoehn, R. E., & Lapoint, E. (2013). Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental pollution*, 178, 229-236.
- Nowak, D.J. (2017). Assessing the benefits and economic values of trees. Chapter 11, p. 152–163, in Routledge handbook of urban forestry, Ferrini, F., C.C. Konijnendijk, and A. Fini (eds.). Routledge, New York
- Nowak, D.J., E.J. Greenfield, R. Hoehn, & E. La Point. (2013). Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environ. Pollut.* 178:229–236
- Nowak, D.J., Hirabayashi, S., Bodine, A., Greenfield, E., (2014). Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution*, 193, 119–129.
- Observatório do clima - Concentração de CO₂ passa 400 ppm (2016). <http://www.observatorioclima.eco.br/concentracao-de-co2-supera-400-pmm-em-2016/>
- Pereira, E. F.; Denti, N. B.; Barcelos, R. P.; Ariel, F. K. (2019) Planejamento Urbano Sustentável/Sustainable Urban Planning. *Braz. J. of Develop.*, Curitiba, v. 5, n. 2, p. 1326-1338.
- Portmann, R.W., Daniel, J.S.& Ravishankara, A.R. (2012). Stratospheric ozone depletion due to nitrous oxide: influences of other gases. *Philos. Trans. R. Soc. B: Biol. Sci.* 367, 1256–1264

- Prefeitura de São Paulo. (2019). Recuperado de:
<https://gestaourbana.prefeitura.sp.gov.br/marco-regulatorio/plano-diretor/>
- Ribeiro M.C., Metzger J.P., Martensen A.C., Ponzoni F.J. & Hirota M.M. (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142(6):1141–1153.
- Rocha, L M.V., Souza, L.C.L. & Castilho, F.J.V. (2011). Ocupação do solo e ilha de calor noturna em avenidas marginais a um córrego urbano. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, 11(3), 161-175.
- Rodrigues, B. D.; Martins, S. V.; Leite H. G. (2010). Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. *Revista árvore*, Viçosa, 34(1), 65-73.
- Roth, M. (2013). Urban heat islands. *Handbook of environmental fluid dynamics*. Volume two: systems, pollution, modeling, and measurements. CRC Press, Boca Raton, FL, 143-160.
- Ruckelshaus, M., McKenzie, E., Tallis, H., Guerry, A., Daily, G., Kareiva, P., Polasky, S., Ricketts, T., Bhagabati, N., & Wood, S.A., (2015). Notes from the field: lessons learned from using ecosystem service approaches to inform real-world decisions. *Ecol. Econ.* 115, 11–21. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.07.009>.
- Salbitano, F., Borelli, S., Sanesi, G., (2015). (in press). Chapter 11. Urban forestry and agroforestry. In: De Zeeuw H., Cities, Food and Agriculture; towards resilient urban food systems. A State of the Art. Earthscan, Oxford. Sanesi, G., Gallis, C., Kasperidus, H.D., 2011. Urban forests and their ecosystem services in relation to human health. *Forests, Trees and Human Health*, 23–40.
- Santos, J. C. dos; Schumacher, M. V.; Witschoreck, R.; Araújo, E. F.; Lopes, V. G. (2014). Nutrientes na serapilheira acumulada em um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith em São Gabriel, RS. *Ecologia e Nutrição Florestal*, Santa Maria, 2(1), 1-8.
- São Paulo. (2019). Secretaria Municipal do Verde e do Meio ambiente – Prefeitura de São Paulo. Recuperado em: 15 de março de 2019, de: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/pmma/index.php?p=191882
- Schlittler, F.H.M., Marinis, G. & César, O. (1993). Produção de serapilheira na floresta do Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema – SP. *Naturalia* 18:135-147.
- Schmidell, W.; Reginatto, V. (2007). Processos de eliminação de nitrogênio in tratamento biológico de águas residuárias. In: Schmidell, W.; Soares, H.M.; Etchebehere, C.; Menes, R.J.; Bertola. N.C.; Contreras, E.M. Tratamento biológico de águas residuárias. Florianópolis: Gráfica PaperPrint, 449-508.
- Seade, F. (2017). <http://www.seade.gov.br/>. Recuperado 26 de agosto de 2017, de <http://www.seade.gov.br/>
- SEEG – Sistema de estimativa de emissão de gases de efeito estufa. (2016). Base de dados de emissões. SEEG. Disponível em: <http://seeg.eco.br/>

- Selmi, W., Weber, C., Rivière, E., Blond, N., Mehdi, L., & Nowak, D., (2016). Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France. *Urban For. Urban Green.* 17, 192–201.
- Selmi, W., Weber, C., Rivière, E., Blond, N., Mehdi, L., & Nowak, D., (2016). Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France. *Urban For. Urban Green.* 17, 192–201.
- Siegenthaler, U., Stocker, T. F., Monnin, E., Lüthi, D., Schwander, J., Stauffer, B., & Jouzel, J. (2005). Stable carbon cycle-climate relationship during the late Pleistocene. *Science*, 310(5752), 1313-1317.
- Silva, D.F.; Andrade, C.L.T.; Simeone, M.L.F.; Amaral, T.A.; Castro, L.A.; & Moura, B.F. (2010). Análise de nitrato e Amônio em solo e água. Embrapa Milho e Sorgo 55p
- Silva, D.F.; Andrade, C.L.T.; Simeone, M.L.F.; Amaral, T.A.; Castro, L.A.; & Moura, B.F. (2010). Análise de nitrato e Amônio em solo e água. Embrapa Milho e Sorgo 55p
- Singh BP, Hatton BJ, Singh B, Cowie AL, & Kathuria A (2010). Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. *J. Environ. Qual.*, 39, 1224–1235
- Siqueira Neto, M.; Piccolo, M.C.; Costa Junior, C.; Cerri, C.C.; Bernoux, M. (2011). Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 35: 63-76.
- Soares, M. T. S.; Froufe, L. C. M. (2015). Estimativa de ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais por meio da produção e decomposição de serrapilheira. In: Parron, L. M.; Garcia, J. R.; Oliveira, E. B.; Brown, G. G.; Prado, R. B. Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do bioma Mata Atlântica. Brasília, DF: Embrapa, 11.
- Sun, Y., Xie, S., & Zhao, S. (2019). Valuing urban green spaces in mitigating climate change: a city wide estimate of aboveground carbon stored in urban green spaces of China's Capital. *Global change biology*.
- Teixeira, E. C; Feltes, S; & Santana, E. R. R. (2008). Estudo Das Emissões De Fontes Móveis Na Região Metropolitana De Porto Alegre, Rio Grande Do Sul. *Química Nova*, 31, 244
- Teza, C. T. V; & Baptista, G. M. M. (2005). Identificação do fenômeno de ilhas urbanas de calor por meio de dados ASTER on demand 08 – Kinetic Temperature (III): metrópoles brasileiras. XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 3911-3918.
- Thornthwaite, C.W.; & Mather, J.R. (1955). The water balance. Centerton, NJ: Drexel Institute of Technology - Laboratory of Climatology, 104p. (Publications in Climatology, vol. VIII, n.1)
- Tiecher, T. (2016) Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais do sul do Brasil: Práticas alternativas de manejo visando a conservação do solo e da água. Rio grande do Sul. UFRGS, 186 p.

Townsend-Small A, Pataki DE, Tseng LY, Tsai C-Y, & Rosso D (2011) Nitrous oxide emissions from wastewater treatment and water reclamation plants in southern California. *J Environ Qual* 40:1542–1550

United Nations Convention on Climate Change. UNFCCC, (2012).

United Nations Organization. (2016). The world's cities in 2016. Recuperado em 10, março de 2019, de: http://www.un.org/en/development/desa/population/publications/pdf/urbanization/the_worlds_cities_in_2016_data_booklet.pdf

Villa, E. B.; Pereira, M. G.; Alonso, J. M.; Beutler, S. J.; & Leles, P. S. S. (2016). Aperte de serapilheira e nutrientes em área de restauração florestal com diferentes espaçamentos de plantio. *Floresta e Ambiente, Seropédica*, 23(1), 90-99.

Vitousek, P M. (1982). Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*, 65(1), 285-298.

WMO: Greenhouse Gas Bulletin: (2012.). The State of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on Global Observations through

Woodborne, S., Hall, G., Robertson, I., Patrut, A., Rouault, M., Loader, N. J., & Hofmeyr, M. (2015). A 1000-year carbon isotope rainfall proxy record from South African baobab trees (*Adansonia digitata* L.). *PLoS One*, 10(5).

Yang, J., Gong, P., Fu, R., Zhang, M., Chen, J., Liang, S., & Dickinson, R. (2013). The role of satellite remote sensing in climate change studies. *Nature climate change*, 3(10), 875.

Zhang, C.; Beicheng, X.; & Lin, J. (2016). A Basin-Scale Estimation of Carbon Stocks of a Forest Ecosystem Characterized by Spatial Distribution and Contributive Features in the Liuxihe River Basin of Pearl River Delta. *Forests*, 7, 299.

Zhang, H., Yuan, W., Dong, W., & Liu, S. (2014). Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. *Ecol. Complex.* 20, 240–247. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.01.003>

Zschornack, T. (2011). Emissões de metano e de óxido nitroso em sistemas de produção de arroz irrigado no Sul do Brasil e potencial de mitigação por práticas de manejo. Rio Grande do Sul, Repositório Digital.