

**PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE CAMPINAS
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS, AMBIENTAIS E DE
TECNOLOGIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTU SENSU*
MESTRADO EM SISTEMAS DE INFRAESTRUTURA
URBANA**

VICTOR ZENI BERETTA

**CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO SOLO
COMO INDICADOR DE DEGRADAÇÃO
AMBIENTAL EM ÁREAS DE BORDA DA MATA DE
SANTA GENEVRA, CAMPINAS - SP**

**CAMPINAS
2020**

VICTOR ZENI BERETTA

**CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO SOLO
COMO INDICADOR DE DEGRADAÇÃO
AMBIENTAL EM ÁREAS DE BORDA DA MATA DE
SANTA GENEVRA, CAMPINAS - SP**

Dissertação apresentada como exigência para obtenção do Título de Mestre em Sistemas de Infraestrutura Urbana, ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Sistemas de Infraestrutura Urbana, do Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologias, da Pontifícia Universidade Católica de Campinas.

Orientador: Prof(a). Dr(a). Regina Márcia Longo
Coorientador: Prof(a). Dr(a). Renata Kelly Mendes

Ficha catalográfica elaborada por Vanessa da Silveira CRB 8/8423
Sistema de Bibliotecas e Informação - SBI - PUC-Campinas

635.977 Beretta, Victor Zeni
B492c

Caracterização físico-química do solo como indicador de degradação ambiental em áreas de borda da mata de Santa Genebra, Campinas - SP / Victor Zeni Beretta. - Campinas: PUC-Campinas, 2020.

91 f.: il.

Orientador: Regina Márcia Longo; Coorientador: Renata Kelly Mendes.

Dissertação (Mestrado em Sistemas de Infraestrutura Urbana) - Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Infraestrutura Urbana, Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologia, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas, 2020.

Inclui bibliografia.

1. Florestas urbanas. 2. Solos - Degradação. 3. Metais pesados. I. Longo, Regina Márcia. II. Mendes, Renata Kelly III. Pontifícia Universidade Católica de Campinas. Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Infraestrutura Urbana. IV. Título.

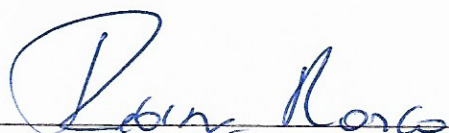
CDD - 22. ed. 635.977

VICTOR ZENI BERETTA

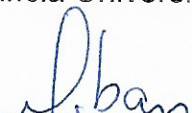
**CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO SOLO COMO
INDICADOR DE DEGRADAÇÃO AMBIENTAL EM ÁREAS
DE BORDA DA MATA DE SANTA GENEBRA,
CAMPINAS - SP**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Sistemas de Infraestrutura Urbana do Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologias da Pontifícia Universidade Católica de Campinas como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Sistemas de Infraestrutura Urbana.
Área de Concentração: Sistemas de Infraestrutura Urbana.
Orientador (a): Prof. (a). Dr. (a). Regina Márcia Longo.

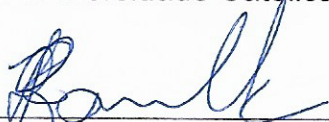
Dissertação defendida e aprovada em 21 de fevereiro de 2020 pela Comissão Examinadora constituída dos seguintes professores:



Profa. Dra. Regina Márcia Longo
Orientadora da Dissertação e Presidente da Comissão Examinadora
Pontifícia Universidade Católica de Campinas



Prof. Dr. Rodrigo Custódio Urban
Pontifícia Universidade Católica de Campinas



Prof. Dr. Thomaz H. Barella
Universidade Estadual Paulista - UNESP

À minha família, por sua capacidade de acreditar e investir em mim. Mãe, por seu cuidado e carinho comigo. Pai, por sua presença que me deu segurança em seguir em frente e ter a certeza que não estou sozinho.

AGRADECIMENTOS

A Deus, que permitiu que tudo isso acontecesse, me dando saúde, força e coragem para superar momentos de dificuldade durante essa longa jornada.

Aos meus pais e toda minha família, por serem presentes em todos momentos da minha vida, oferecendo amor, incentivo e apoio incondicional.

Á minha orientadora Regina Marcia Longo, por todo apoio e suporte em todos os anos de graduação e pós-graduação, me incentivando e orientando sempre com satisfação e profissionalismo.

Á minha co-orientadora Renata Kelly, por toda ajuda, dedicação e acompanhamento durante este processo longo.

Aos meus amigos, que estavam do meu lado em todos os momentos, principalmente nos piores momentos.

Aos técnicos e funcionários da mata de Santa Genebra.

Aos técnicos e funcionários do laboratório de Química e de Solos da PUC.

A CAPES pelo suporte financeiro.

A todos que, direta ou indiretamente, fizeram parte da minha formação, o meu muito obrigado.

“A menos que modifiquemos à nossa maneira de pensar, não seremos capazes de resolver os problemas causados pela forma como nos acostumamos a ver o mundo”.

Albert Einstein

(1879-1955)

RESUMO

BERETTA, Victor Zeni. **Caracterização físico-química do solo como indicador de degradação ambiental em áreas de borda da Mata de Santa Genebra, Campinas-SP.** 2020. 91f. Dissertação (Mestrado em Sistemas de Infraestrutura Urbana) – Programa de Pós-Graduação *Strictu Sensu*, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas, 2020.

A fragmentação de ecossistemas é uma das alterações antrópicas mais marcantes no meio ambiente, resultando, principalmente, na perda de espécies biológicas e de habitats. Destacam-se inúmeras vantagens no estabelecimento de unidades de conservação, dentre elas a regulação da disponibilidade de água, a regulação térmica, a conservação de espécies, entre outras. Neste contexto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a degradação ambiental em áreas de borda da Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Mata de Santa Genebra, no município de Campinas-SP, por meio de um conjunto de parâmetros físico-químico de qualidade do solo, que inclui: densidade do solo; densidade de partículas; porosidade total; umidade gravimétrica; pH; Ferro; Chumbo; Manganês; e Cobre. Para isso, foram fixadas parcelas de monitoramento com 6 repetições em 4 interfaces representativas do uso e ocupação do solo no entorno da ARIE: (i) Rural; (ii) Urbana; (iii) Estrada compactada; e (iv) Rodovia, além de uma parcela identificada como Testemunho no centro da mata. Ademais, foram coletadas amostras deformadas e indeformadas de solos das interfaces/parcelas em duas épocas do ano (setembro e fevereiro). Para a análise dos dados foram realizadas análises estatísticas descritivas, Teste Mood (utilizando as medianas) para verificação da significância entre os dados omitidos, análise de componentes principais (PCA) e Análise Discriminante. Os resultados obtidos evidenciaram diferenças no comportamento das interfaces da área de borda, quando comparados os valores de parâmetros obtidos nessas interfaces com os valores obtidos na interface Testemunho, podendo inferir que existe degradação ambiental nessas áreas e, mesmo a interface Testemunho não está imune às pressões antrópicas do entorno da ARIE, sendo o Ferro e o Manganês os parâmetros mais indicativos de degradação ambiental na estação seca, enquanto a Porosidade é a mais indicativa de degradação na estação chuvosa. Dentre as principais características das interfaces avaliadas destacam-se: (i) a suscetibilidade da interface Estrada compactada à compactação, sendo a densidade do solo o parâmetro mais representativo do comportamento dessa interface; (ii) a maior tendência da interface Urbana à acidez na estação chuvosa, sendo o pH o parâmetro mais representativo do comportamento dessa interface; (iii) a maior capacidade de retenção de água da interface Rural, durante a estação seca, sendo que o parâmetro cobre é também representativo do comportamento dessa interface na estação chuvosa e; (iv) a vulnerabilidade da interface Rodovia à deposição atmosférica de chumbo no solo. Sugere-se, portanto, a realização de estudos complementares que incorporem outros parâmetros de qualidade dos meios físico (de água e atmosférica), biológico e antrópico, além da análise da variação geoespacial desses parâmetros. Destaca-se, ainda a relevância estratégica o planejamento do uso e ocupação do entorno de fragmentos florestais urbanos, bem como a adoção de medidas de manejo e recuperação adequadas ao uso sustentável dessas áreas.

Palavras-chave: Fragmentos florestais urbanos; degradação do solo; metais pesados; infraestrutura verde Urbana.

ABSTRACT

BERETTA, Victor Zeni. **Physical and chemical soil characterization as environmental degradation indicator in border areas of Mata de Santa Genebra, Campinas-SP.** 2020. 91f. Qualification Exam (Master in Urban Infrastructure Systems) – Programa de Pós-Graduação *Strictu Sensu*, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas, 2020.

The fragmentation of ecosystems is one of the most striking human changes in the environment, resulting mainly in the loss of biological species and habitats. There are numerous advantages in the establishment of conservation units, among them the regulation of water availability, thermal regulation, the conservation of species, among others. In this context, the objective of the present work was to evaluate the environmental degradation in edge areas of the Area of Relevant Ecological Interest (ARIE) Mata de Santa Genebra, in the city of Campinas-SP, through a set of quality physicochemical parameters soil, which includes: soil density; particle density; total porosity; gravimetric humidity; pH; Iron; Lead; Manganese; and Copper. For that, monitoring plots with 6 repetitions were set in 4 interfaces representing the use and occupation of the land around the ARIE: (i) Rural; (ii) Urban; (iii) Compacted road; and (iv) Highway, in addition to a portion identified as Testimony in the center of the forest. In addition, deformed and undisturbed soil samples were collected from the interfaces / plots at two times of the year (September and February). For data analysis, descriptive statistical analyzes were performed, Mood Test (using the medians) to verify the significance between the omitted data, principal component analysis (PCA) and Discriminant Analysis. The results obtained showed differences in the behavior of the edge area interfaces, when comparing the parameter values obtained in these interfaces with the values obtained in the Testimonial interface, which can infer that there is environmental degradation in these areas and, even the Testimonial interface is not immune to pressures. anthropic areas around the ARIE, with Iron and Manganese being the most indicative parameters of environmental degradation in the dry season, while Porosity is the most indicative of degradation in the rainy season. Among the main characteristics of the evaluated interfaces, the following stand out: (i) the susceptibility of the compacted road interface to compaction, with soil density being the most representative parameter of the behavior of this interface; (ii) the greater tendency of the Urban interface to acidity in the rainy season, with pH being the most representative parameter of the behavior of this interface; (iii) the greater water retention capacity of the Rural interface, during the dry season, and the copper parameter is also representative of the behavior of this interface in the rainy season; (iv) the vulnerability of the Highway interface to atmospheric deposition of lead in the soil. Therefore, it is suggested to carry out complementary studies that incorporate other parameters of quality of the physical (water and atmospheric), biological and anthropic media, in addition to the analysis of the geospatial variation of these parameters. It is also worth mentioning the strategic relevance of planning the use and occupation of the surroundings of urban forest fragments, as well as the adoption of management and recovery measures appropriate to the sustainable use of these areas.

Keywords: Urban forest fragments; soil degradation; heavy metals; urban green infrastructure.

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1. Curva de Calibração do Elemento Chumbo (Pb) das coletas 1 (Figura A) e 2 (Figura B).	47
Gráfico 2. Curva de Calibração do Elemento Cobre (Cu) das coletas 1 (Figura A) e 2 (Figura B).	47
Gráfico 3. Curva de Calibração do Elemento Ferro (Fe) das coletas 1 (Figura A) e 2 (Figura B).	47
Gráfico 4. Curva de Calibração do Elemento Manganês (Mn) das coletas 1 (Figura A) e 2 (Figura B).	48
Gráfico 5. Gráfico Boxplot de Densidade do Solo para as coletas (set/2018 e fev/2019).	66
Gráfico 6. Gráfico Boxplot de Densidade de Partículas para ambas as coletas (set/2018 e fev/2019).	67
Gráfico 7. Gráfico Boxplot de Porosidade para ambas as coletas (set/2018 e fev/2019).	68
Gráfico 8. Gráfico Boxplot de Umidade do solo para ambas as coletas (set/2018 e fev/2019).	69
Gráfico 9. Gráfico Boxplot de pH para ambas as coletas (set/2018 e fev/2019).	69
Gráfico 10. Gráfico Boxplot do Chumbo para ambas as coletas (set/2018 e fev/2019).	70
Gráfico 11. Gráfico Boxplot do Cobre para ambas as coletas (set/2018 e fev/2019).	71
Gráfico 12. Gráfico Boxplot do Ferro para ambas as coletas (set/2018 e fev/2019).	72
Gráfico 13. Gráfico Boxplot do Manganês para ambas as coletas (set/2018 e fev/2019).	72
Gráfico 14. Resultados da Análise das Componentes Principais (PCA) coleta 1 (set/2018) .	76
Gráfico 15. Resultados da Análise das Componentes Principais (PCA) coleta 2 (fev/2019) .	77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Parâmetros físicos do Solo: análise granulométrica do solo.	35
Tabela 2. Parâmetros químicos do Solo.....	36
Tabela 3. Micronutrientes do Solo. Analisado pelo laboratório IBRA.	36
Tabela 4. Coordenadas de localização dos pontos de amostragens.	39
Tabela 5. Valores de Referência para acidez do solo.....	45
Tabela 6. Parâmetros do comprimento de onda para os metais e micronutrientes.	46
Tabela 7. Pontos da curva de calibração para o aparelho de cada elemento em análise.	46
Tabela 8. Valores de Referência de Qualidade para metais pesados no solo.	48
Tabela 9. Valores de Referência de micronutrientes no solo.....	48
Tabela 10. Estatística descritiva para densidade do solo em amostras coletadas em setembro/2018 e fevereiro/2019 na Mata de Santa Genebra	53
Tabela 11. Estatística descritiva para densidade de partículas em amostras coletadas em setembro/2018 e fevereiro/2019 na Mata de Santa Genebra	55
Tabela 12. Estatística descritiva para porosidade em amostras coletadas em setembro/2018 e fevereiro/2019 na Mata de Santa Genebra.....	56
Tabela 13. Estatística descritiva para umidade do solo em amostras coletadas em setembro/2018 e fevereiro/2019 na Mata de Santa Genebra	57
Tabela 14. Estatística descritiva para o pH em amostras coletadas em setembro/2018 e fevereiro/2019 na Mata de Santa Genebra.....	59
Tabela 15. Estatística descritiva para o ferro em amostras coletadas em setembro/2018 e fevereiro/2019 na Mata de Santa Genebra.....	60
Tabela 16. Estatística descritiva para o chumbo em amostras coletadas em setembro/2018 e fevereiro/2019 na Mata de Santa Genebra.....	61
Tabela 17. Estatística descritiva para o manganês em amostras coletadas em setembro/2018 e fevereiro/2019 na Mata de Santa Genebra.....	63
Tabela 18. Estatística descritiva para o cobre em amostras coletadas em setembro/2018 e fevereiro/2019 na Mata de Santa Genebra.....	64
Tabela 19. Avaliação das diferenças entre as medianas para os indicadores Densidade do Solo e Partículas, Porosidade, Umidade e pH para coleta 1 (set/2018).	74
Tabela 20. Avaliação das diferenças entre as medianas para os metais Chumbo e Cobre e micronutrientes Ferro e Manganês para coleta 1 (set/2018).....	74
Tabela 21. Avaliação das diferenças entre as medianas para os indicadores Densidade do Solo e Partículas, Porosidade, Umidade e pH para coleta 2 (fev/2019).	75
Tabela 22. Avaliação das diferenças entre as medianas para os metais Chumbo e Cobre e micronutrientes Ferro e Manganês para coleta 2 (fev/2019).....	75

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Funções ecossistêmicas desempenhadas pelas áreas verdes.....	22
Quadro 2 Síntese das principais funções desempenhadas pelas áreas verdes públicas.	22
Quadro 3. Funções, principais impactos e metodologias para monitoramento dos indicadores em análise.	50

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fluxograma da metodologia.....	32
Figura 2. Mapa de localização do Estado de São Paulo e Município de Campinas (SP).....	33
Figura 3. Mapa de localização da ARIE Mata de Santa Genebra e Pontos e coleta em cada interface.....	38
Figura 4. Croqui (em escala) das parcelas fixas de monitoramento instaladas.	38
Figura 5. Fotografia da entrada da Parcela Central (Testemunho).	41
Figura 6. Fotografia da interferência externa da Interface Urbana.....	41
Figura 7. Fotografia da interferência externa da Interface Rural.	41
Figura 8. Fotografia da interferência da Interface Rodovia.....	42
Figura 9. Fotografia da interferência da Interface Estrada compactada.....	42
Figura 10. Espectrômetro de Absorção Atômica utilizado em análises.....	46

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	14
2.	OBJETIVOS E HIPÓTESE BÁSICA.....	17
2.1.	Hipótese Básica	17
2.2.	Objetivo Geral	17
2.3.	Objetivos Específicos	17
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1.	Expansão Urbana e a contaminação de ambientes naturais	18
3.2.	Infraestrutura verde Urbana	20
3.3.	Metais pesados e a contaminação ambiental.....	26
4.	MATERIAL E MÉTODOS	32
4.1.	Caracterização da Área de Estudo.....	33
4.2.	Parcelas de Monitoramento e Amostragem	37
4.3.	Análises Físicas do Solo	43
4.3.1.	Densidade do Solo	43
4.3.2.	Densidade de Partículas	43
4.3.3.	Umidade Atual.....	43
4.3.4.	Porosidade Total	44
4.4.	Análises Químicas do Solo.....	44
4.4.1.	Potencial Hidrogeniônico (pH).....	44
4.4.2.	Metais Pesados (Cobre e Chumbo) e micronutrientes (Ferro e Manganês) 45	
4.5.	Importância ambiental dos indicadores selecionados e frequência de amostragem	49
4.6.	Análise de dados	51
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	53
6.	CONCLUSÃO.....	79
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	81

1. INTRODUÇÃO

A fragmentação de ecossistemas é possivelmente uma das alterações mais profundas já causadas pelo homem no meio ambiente. Neste processo, a perda de espécies nas comunidades biológicas por meio dos impactos causados no seu habitat é bastante conhecida (CARVALHO *et al.*, 2004). Adicionalmente, eventos naturais como glaciações, queimadas, furacões, erupções vulcânicas, entre outros, que atingem áreas contínuas de vegetação nativa em todo planeta, são também fatores de isolamento e redução de populações de espécies animais e vegetais (BARROS, 2006).

Segundo Rambaldi e Oliveira (2003), as atividades socioeconômicas vêm pressionando as áreas florestais em níveis de intensidade que variam conforme as características regionais de desmatamento, recurso tradicionalmente utilizado para o desenvolvimento de atividades econômicas, a geração de energia e a implantação da infraestrutura Urbana. Nesse processo, cidades se expandem e ocupam o lugar de florestas, deixando em segundo plano a conservação das áreas florestais com vegetação nativa.

Define-se remanescente florestal como o fragmento ou área florestal que, mesmo sob pressão antrópica e/ou ação de eventos naturais, não sofreu degradação completa, mantendo-se preservado. Dessa forma, os fragmentos florestais carregam a importância da preservação da biodiversidade, servindo como abrigo de espécies endêmicas.

Contudo, tanto em áreas Urbanas quanto em áreas rurais, os remanescentes são vulneráveis às mudanças nas características ambientais do seu entorno, sendo o grau de vulnerabilidade função do tamanho, forma, posicionamento do fragmento e de sua conectividade com outros fragmentos existentes na paisagem (ETTO *et al.*, 2013).

Em função da proximidade com áreas Urbanas, industriais e agrícolas, as bordas de fragmentos florestais urbanos sofrem forte pressão antrópica, sendo o solo um dos principais componentes impactados: as constantes alterações socioeconômicas e ambientais no entorno dessas áreas modificam os parâmetros físicos, químicos e biológicos do solo, alterando a disponibilidade de nutrientes, a susceptibilidade à erosão e qualidade dos recursos hídricos, com consequências diretas para a cobertura vegetal.

Sob a influência das alterações na matriz antrópica, as margens dos remanescentes sofrem maior influência da exposição aos ventos, das alterações de temperatura e da radiação solar. Além disso, podem apresentar mudanças na abundância e na distribuição das espécies como, por exemplo, aumento da densidade de indivíduos devido à maior produtividade primária causada pelos altos níveis de radiação. De forma geral, a esse conjunto de efeitos de ordem física e biológica dá-se o nome de “efeito de borda” (LIMA-RIBEIRO, 2008).

Segundo Sampaio (2011), devido ao efeito de borda, as margens dos fragmentos florestais possuem valores de parâmetros de qualidade ambiental que, normalmente, se diferem do interior da floresta. Assim, a depender da capacidade adaptativa das espécies das áreas marginais, o efeito de borda é um fenômeno capaz de reduzir significativamente as áreas dos fragmentos, sendo este também um efeito deletério que, influencia diversos processos ecológicos (RIBEIRO; MARQUES, 2005).

Nesse contexto, conforme Olivato Junior (2008), a implantação e manutenção de Unidades de Conservação (UC's) como mecanismo de preservação de fragmentos florestais traz diversos benefícios socioeconômicos e ambientais, dentre eles, a manutenção da qualidade dos mananciais e da fertilidade natural do solo, maior resiliência aos efeitos das alterações climáticas, além da manutenção da qualidade do ar. Ademais, a preservação de remanescentes florestais contribui para a integridade ecológica dos biomas, aumentando a conectividade da paisagem, favorecendo a manutenção da provisão dos bens e serviços ambientais essenciais à vida e às atividades humanas (BRITO, 2012; PIASENTIN; GÓIS, 2016).

Depreende-se do exposto que, a compreensão das relações estabelecidas entre os remanescentes florestais e o seu entorno, identificando-se o grau de degradação das áreas de borda de fragmentos florestais, é de extrema importância para a conservação da biodiversidade. Além disso, visando a sustentabilidade desses ecossistemas florestais, especialmente quando inseridos em UCs localizadas em áreas Urbanas, as ações de manejo das áreas de borda devem ser orientadas pela abordagem de menor impacto possível, ponderando de forma equitativa as consequências ambientais, sociais e econômicas das intervenções propostas (SAMPAIO, 2011).

Não obstante, os impactos decorrentes da ocupação desordenada da área de borda serão de grande magnitude, com destaque para a contaminação do solo por metais pesados como o cádmio (Cd), chumbo (Pb) e cobre (Cu), oriundos de atividades agrícolas e industriais, além do descarte de resíduos sólidos Urbanas e; a poluição atmosférica por particulados, óxidos de nitrogênio e enxofre, devido a existência de Rodovias e/ou outras fontes de emissão de gases. Acrescenta-se que, no caso da contaminação dos solos, os danos podem se estender a toda cadeia trófica, com consequências inclusive na saúde pública (MALEKI; ZARASVAND, 2008).

Tendo em vista a relevância dos fragmentos florestais para conservação da biodiversidade, julgou-se oportuno avaliar, por meio da caracterização físico-química do solo, a degradação ambiental na área de borda da Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Mata de Santa Genebra que, além de integrar o grupo da UCs Federais de Uso Sustentável, constitui a segunda maior floresta Urbana do Brasil (CISOTTO; VITTE, 2014).

Ressalta-se que, a Mata de Santa Genebra vem sendo estudada por um longo período, no entanto, a maioria dos estudos realizados está focada na análise do meio biótico, em especial as questões de fauna e flora (ALEIXO; VIELLIARD, 1995; GARCIA et al., 2018; GUARATINI et al., 2008). Poucos são os estudos que abordaram a interação da ARIE com o meio antrópico, considerando a qualidade do solo, aspecto fundamental para a recuperação de áreas degradadas e manutenção do processo sucessional.

2. OBJETIVOS E HIPÓTESE BÁSICA

2.1. Hipótese Básica

O presente trabalho parte da hipótese básica de que a caracterização físico-química do solo, por meio de um conjunto de parâmetros que inclui: densidade do solo; densidade de partículas; porosidade total; umidade gravimétrica; pH; Ferro; Chumbo; Manganês e; Cobre, constitui indicador de avaliação da degradação ambiental em área de borda de fragmentos florestais Urbanas, explicitando as relações entre o uso e ocupação do solo nessas áreas e os potenciais impactos ambientais decorrentes.

2.2. Objetivo Geral

O presente trabalho tem por objetivo avaliar a degradação ambiental na área de borda da ARIE Mata de Santa Genebra, um fragmento florestal Urbana localizado no município de Campinas-SP.

2.3. Objetivos Específicos

Este estudo apresenta como objetivos específicos:

- Analisar parâmetros físicos de qualidade do solo em trechos, da área de borda do fragmento florestal Urbana, submetidos a diferentes usos e ocupação;
- Analisar parâmetros químicos de qualidade do solo em trechos, da área de borda do fragmento florestal Urbana, submetidos a diferentes usos e ocupação;
- Estabelecer relação entre as características físico-químicas do solo e as atividades antrópicas predominantes na área de borda do fragmento florestal.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Expansão Urbana e a contaminação de ambientes naturais

O acelerado processo de urbanização aliado à falta de planejamento e estrutura Urbana adequada, a cultura social não inclinada à preservação ambiental, entre outros fatores, ocasionaram inadequadas formas de ocupação Urbana. Desta forma, a ocupação Urbana em países em desenvolvimento é fruto do imprevisto e falta de estratégias previamente definidas para o uso e ocupação do solo Urbana. Sendo assim, a degradação do ambiente Urbana e a produção de impactos ambientais nocivos vem sendo cada vez mais notadas e comprometendo a qualidade do meio ambiente (CORRÊA; SILVA, 2015).

Para suprir as necessidades como ser social, o homem vem transformando ambientes naturais em artificiais por meio do processo de dominação, expansão e urbanização. Desta forma, aumenta-se as discussões acerca da percepção de riscos e conflitos ambientais existentes no meio ambiente Urbana, meio no qual indivíduos, grupos e comunidades humanas diversas convivem com as dinâmicas econômica, política social e cultural (SALLES; GRIGIO; SILVA, 2013).

Existem vários resultados do processo de ocupação dos habitats naturais, incluindo impactos ambientais negativos de grande magnitude, como intensificação de processo erosivo, as alterações na hidrologia de bacias hidrográficas, a poluição atmosférica e das águas, o declínio da biodiversidade, a diminuição da disponibilidade de água, a alteração do microclima, o surgimento de ruídos, a produção de lixos, entre outros (FENGLER *et al.*, 2015; PAULA; FERREIRA, 2014).

Nas áreas com elevada urbanização, os edifícios, os veículos, os processos industriais e até mesmo os seres humanos, são responsáveis pela produção de calor elevado e por influenciar expressivamente na formação de “Ilhas de Calor Urbana” (VIEZZER *et al.*, 2015). Neste contexto, utiliza-se como estratégia para reduzir esse efeito a inserção da vegetação nas áreas Urbanas (VIEZZER *et al.*, 2015). Na presença de vegetação, a radiação solar pode ser interceptada entre 60 e 90%, reduzindo, substancialmente, a temperatura na superfície do solo. Ainda, pode proporcionar o resfriamento indireto em edificações pelo sombreamento e

evapotranspiração (LOBATO *et al.*, 2016). Neste processo, as plantas absorvem calor, contribuindo para redução da temperatura local (CARVALHO *et al.*, 2014).

Segundo Lemes *et al* (2015) os efeitos da perturbação antrópica sobre a biodiversidade presente nas paisagens Urbanas, além de levar à fragmentação e isolamento das áreas naturais, podem ainda incluir mudanças na abundância de espécies, perda de espécies nativas, redução dos habitats originais, criação de novos habitats e introdução de espécies exóticas (HARDY; DENNIS, 1999; MCKINNEY, 2008; MERCADO CÁRDENAS; BUDDLE, 2009; RUSZCZYK; SILVA, 1997).

Harrison, Murphy e Ehrlich (1988) destacam três principais categorias de alterações que condicionam a diversidade de espécies em florestas pelo mundo: a redução na área total da floresta; a conversão de florestas em plantações e monoculturas, naturalmente estruturadas; e a fragmentação progressiva de remanescentes de florestas naturais em pequenas manchas, isoladas por plantações ou pelo desenvolvimento agrícola, industrial ou Urbana.

O ambiente Urbana é, portanto, resultante das interações entre inúmeros fatores, sejam eles ambientais, sociais e econômicos, contemplando o meio edificado pelo homem e as diversas alterações sobre os meios físico e biológico. Dessa forma, o adensamento Urbana condiciona a formação de diversos microecossistemas, os quais refletem de modo direto na fauna Urbana (BRUN; LINK; BRUN, 2007).

Fazendo a relação do espaço Urbana com as áreas verdes, estas são capazes de modelar a percepção de população no entorno das áreas, resultando nas interações homem-natureza de baixo impacto ambiental. Ainda, são capazes de auxiliar na criação de corredores ecológicos e resiliências as pressões externas, minimizando os efeitos negativos da expansão Urbana (RODRIGUES; LOPES; LOURENÇO, 2019).

Denomina-se qualidade ambiental Urbana a capacidade de integração dos elementos naturais e socioeconômicos no meio Urbana. Esta, está atrelada a políticas públicas capazes de desenvolverem atividades de uso e ocupação do solo menos agressivas, incorporando às áreas verdes a capacidade de fornecimento de elementos para melhor qualidade de vida da população (RODRIGUES; LOPES; LOURENÇO, 2019).

A dinâmica de uso e ocupação do solo estabelecida no entorno das áreas verdes, provocam diversos conflitos e impactos negativos na qualidade ambiental Urbana. Resultam na alteração do microclima, na impermeabilização do solo, no aumento da supressão de vegetação, entre outros impactos (RODRIGUES; LOPES; LOURENÇO, 2019).

Na medida em que se identifica a estreita relação entre atividades antrópicas e as características dos habitats, tornam-se relevantes os estudos que visam avaliar as consequências do processo de urbanização para a diversidade de espécies. Assim, é crescente o interesse por estudos que abordem as consequências da fragmentação florestal para a conservação da biodiversidade. Esse aumento de interesse justifica-se pela constatação de que grande parte da biodiversidade se encontra, hoje, localizada em pequenos fragmentos florestais (VIANA; PINHEIRO, 1998).

3.2. Infraestrutura verde Urbana

As mudanças no uso e ocupação do solo estão diretamente relacionadas ao fenômeno da urbanização, seja em termo de tipologia ou em grau. Neste sentido, observa-se cada vez mais a redução das áreas de cobertura vegetal bem como a distribuição fragmentada dessas áreas (CHAVES; SANTOS, 2009). No entanto, a maioria dos fragmentos florestais encontram-se inseridos em áreas urbanizadas (MASSOLI; STATELLA; SANTOS, 2016). Assim, pode se relacionar o fenômeno da fragmentação florestal com as pressões sofridas pelas áreas de vegetação natural com a expansão das atividades antrópicas (SAITO *et al.*, 2016).

A qualidade de vida e melhoria dos serviços ambientais estão diretamente relacionadas à incorporação de elementos naturais no ambiente Urbana. Estes elementos podem desempenhar diversas funções no ambiente Urbana, como serviços ambientais, sociais e ecológicos, como absorção de poluentes, regulação do microclima, redução de ruídos, abrigo para fauna e flora. Além de proporcionarem oportunidades de recreação, esporte e pesquisas (MOTA *et al.*, 2016).

Destaca-se inúmeros benefícios da implementação de áreas protegidas no ambiente Urbana, no entanto, decorrente dos conflitos de interesse entre a expansão imobiliária e a deficiência de áreas verdes com tamanho suficiente para

instituição de áreas protegidas, o estabelecimento destas áreas pode ser dificultado (MOTA *et al.*, 2016).

Considerando a possibilidade de aumento do número de fragmentos e corredores ecológicos no meio Urbana, as áreas verdes desempenham papel importante como provedoras de serviços ecossistêmicos, com benefícios diretos e indiretos para o homem. Nesse sentido, De Groot, Wilson e Boumans (2002) destacam que as funções ecossistêmicas desempenhadas pelas áreas verdes podem ser agrupadas em: funções de regulação; funções de hábitat; funções de produção; e funções de informação. As funções de regulação relacionam-se à capacidade que os ecossistemas desempenham em regular processos ecológicos essenciais de suporte à vida, como os ciclos biogeoquímicos e outros processos da biosfera; outro exemplo dessa função, é o equilíbrio entre oxigênio e dióxido de carbono.

As funções de hábitat são essenciais para a conservação biológica e genética, além da preservação de processos evolucionários. As funções de refúgio e berçário integram esta categoria, sendo as de refúgio referente ao fornecimento de espaço e abrigo para espécies animais e vegetais em ecossistemas naturais; e as de berçário, relacionam-se as áreas existentes nos ecossistemas serem ideais para reprodução de espécies (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002).

As funções de regulação e de hábitat fornecem suporte à manutenção dos processos e componentes naturais, contribuindo para a provisão das funções de produção e informação. A polinização, relacionada à produção vegetal, resulta da atividade de algumas espécies, tais como insetos, pássaros e morcegos que dependem da presença de habitats adequados à sua sobrevivência. As funções de produção estão, portanto, relacionadas à capacidade dos ecossistemas fornecerem alimentos para o consumo humano, bem como matéria orgânica em geral, que sirva de insumo energético ou recurso ornamental. Por fim, as funções de informação são aquelas que se relacionam à capacidade dos ecossistemas naturais contribuir para a manutenção da saúde humana, fornecendo oportunidades de reflexão, recreação e outros tipos de experiências proporcionadas pelo contato com a natureza (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002). O Quadro 1 resume todas as funções discutidas anteriormente.

Quadro 1. Funções ecossistêmicas desempenhadas pelas áreas verdes.

Funções	Importância
Regulação	<ul style="list-style-type: none">• Regulação de processos ecológicos de suporte à vida;• Ex.: Equilíbrio entre oxigênio e dióxido de carbono.
Habitat	Habitat <ul style="list-style-type: none">• Conservação biológica e genética;• Preservação de processos evolucionários.
	Refúgio <ul style="list-style-type: none">• Fornecer espaço e abrigo para espécies animais e vegetais.
	Berçário <ul style="list-style-type: none">• Fornecer áreas ideais para reprodução de espécies;
Produção	<ul style="list-style-type: none">• Fornecer alimentos para consumo humano;• Fornecer matéria orgânica, como insumo energético ou recurso ornamental.
Informação	<ul style="list-style-type: none">• Contribuir para manutenção da saúde humana;• Ex.: Fornecendo oportunidades de reflexão, recreação ou outros contatos com a natureza.

Fonte: Adaptado de De Groot, Wilson e Boumans (2002).

Nucci, (2008) discute o tema da qualidade ambiental Urbana atrelada à existência da vegetação em diversos trabalhos. Neste sentido, considera as áreas verdes como “os Espaços Livres onde predominam a vegetação e o que cumprem fundamentalmente três funções: a estética, a ecológica e a de lazer”. Neste sentido, o Quadro 2 apresenta uma síntese dessas funções.

Quadro 2 Síntese das principais funções desempenhadas pelas áreas verdes públicas.

Funções	Características
Função Ecológica	Inicialmente desempenhada pela simples existência de vegetação e solo permeável na área. Estes aspectos, quando em conformidade: <ul style="list-style-type: none">• Reduzem a poluição atmosférica;• Suavizam temperaturas no inverno e no verão;• Previnem processos de erosão do solo;• Minimizam a ocorrência de enchentes e alagamentos;• Auxiliam na estabilização do microclima da cidade.
Função Estética	Pode ser exercida pela harmonização da paisagem Urbana, quebrando a artificialidade ocasionada pela crescente massa de concreto e edificações em detrimento dos elementos da natureza como fauna e flora; Ainda, contribuem para o embelezamento da paisagem Urbana, desde que estejam corretamente manejadas, em excelente estado de limpeza e conservação, além de apresentarem condimentos e outros componentes que as caracterizam.
Função Social	A função social pode ser desempenhada de diversas maneiras: <ul style="list-style-type: none">• Quando equipamento e mobiliários encontram-se em bom estado de uso e conservação, possibilitando práticas de atividades Urbanas;• Na medida em que seu acesso seja viabilizado para todos de forma igualitária, seja em função de sua localização ou estrutura física do terreno;• Quando sua implantação proporciona à sociedade um ambiente para realização de atividades nos momentos livres, ter contato com a natureza, seja com a componente arbórea ou com a fauna local.

Fonte: Adaptado de SOUZA; AMORIM, 2016

Neste sentido, nota-se a importância de estudos interdisciplinares sobre a estrutura da vegetação Urbana e as políticas de planejamento, sobretudo com a criação e implantação de políticas públicas sobre os espaços verdes Urbanas (LINDENMAIER; PENNA E SOUZA, 2013).

Desta forma, relacionando os aspectos da expansão Urbana e qualidade ambiental das cidades, Londe e Mendes (2014) destacam a importância das pesquisas que discutam o papel das áreas verdes inseridas no meio Urbana. Os autores realizaram uma discussão no âmbito das funções desempenhadas pelas áreas verdes, assim como suas contribuições na saúde e bem-estar da população. Desta forma, os autores concluíram que, devido ao elevado crescimento Urbana, o poder público é obrigado gastar maior parte dos recursos em infraestrutura (saúde, segurança, educação e saneamento), deixando a qualidade ambiental em segundo plano. Ainda, concluem que a qualidade do ambiente Urbana depende da qualidade dos espaços verdes, os quais deveriam ser agradáveis e dotados de infraestrutura, tornando descaso por parte do poder público a inexistências dessas áreas (LONDE; MENDES, 2014).

O aumento das atividades agropecuárias e ampliação dos projetos Urbanas são fatores que vem contribuindo com a modificação da paisagem e a transformação das florestas naturais em pequenos fragmentos. A estrutura da paisagem, em sua maioria, está inserida em áreas predominantemente antropizadas, acarretando em diversas consequências, como distúrbio de regime hídrico das bacias hidrográficas, degradação de recursos naturais, diminuição da biodiversidade, entre outros (MASSOLI; STATELLA; SANTOS, 2016; OLIVEIRA *et al.*, 2015; SAITO *et al.*, 2016).

A sustentabilidade dos recursos naturais, a biodiversidade e a qualidade de vida da sociedade estão diretamente relacionadas com a fragmentação florestal; e uma das principais e mais significativas consequências desse fenômeno promovido pelos usos da terra é o que se denomina de efeito de borda (MASSOLI; STATELLA; SANTOS, 2016). Denomina-se efeito de borda como toda e qualquer pressão originada da combinação de fatores naturais e antrópicos que atuam nas áreas que dividem o fragmento do seu entorno (BLUMENFELD *et al.*, 2016)

De acordo com Blumenfeld *et al* (2016) inúmeros estudos que se referem ao efeito de borda em fragmentos florestais relacionam os efeitos mencionados anteriormente aos padrões físico dos fragmentos florestais, como seu tamanho, formato e disposição. Desta forma, pode-se relacionar a influência antrópica com a localização do fragmento, facilitando ou dificultando o acesso ao mesmo. Ademais,

observa-se diferentes ocorrências de efeitos de borda de forma e em extensões distintas de acordo com os diferentes tipos de vizinhança.

Com o objetivo de caracterizar e estabelecer a extensão dos efeitos de borda em um fragmento florestal em Cotia (SP) utilizando indicadores bióticos e abióticos, Blumenfeld *et al.* (2016) apontaram que, em geral, as bordas com interface de uso agrícola e Urbana apresentaram maior diferença com relação a interface de floresta. Desta forma, há indicativo que neste ambiente os efeitos de borda são mais intensos.

Atualmente, considerando os conflitos gerados pela ação do homem sob os fragmentos florestais, a conservação da diversidade biológica existente nesses fragmentos vem sendo um dos maiores desafios enfrentados (CAMPOS *et al.*, 2018). Neste sentido, Campos *et al.* (2018) analisaram a propagação dos efeitos de borda em uma matriz de ocupação Urbana dentro do Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, Areia (PB).

Para isso, utilizaram um transecto linear pelo qual foi coletado a quantidade de indivíduos, altura e Circunferência à Altura do Peito (CAP). Deste modo, foi feita uma *checklist* a fim de se buscar a presença dos indicadores nas parcelas subdivididas. Com isso, os autores verificaram que os efeitos de borda ultrapassaram 50m do gradiente borda-inferior e a trilha do Cumbe atuou como propagação dos efeitos de borda para as áreas interiores do fragmento (CAMPOS *et al.*, 2018).

As bordas dos remanescentes podem atuar como componentes funcionais da paisagem, levando em consideração a sua importância crucial dos processos ecológicos (ASSMANN; CAPELLESSO; DARIVA, 2017). Neste sentido, observa-se que a criação de bordas pode afetar os organismos nos fragmentos florestais, causando alterações nas condições bióticas e abióticas (MURCIA, 1995).

À medida em que as cidades vêm crescendo, observa-se a necessidade de manutenção, ou até mesmo criação, de áreas verdes dentro do ambiente Urbana para desfrute da população. Toda vegetação existente nessas áreas consolida o que se denomina floresta Urbana, proporcionando a aproximação entre o ser humano e a natureza (MUÑOZ; FREITAS, 2017). Esta vegetação é um dos elementos primordiais no aspecto da paisagem, associando a qualidade de vida das cidades à presença de vegetação (LINDENMAIER; PENNA E SOUZA, 2013).

Os benefícios dos espaços verdes Urbanas partem desde a integração, lazer e recreação até a diminuição da poluição, ciclagem de nutrientes e moderadores do efeito de ilhas de calor. Deste modo, os benefícios podem sustentar ecossistemas e melhorar a qualidade de vida Urbana (DORIGO; FERREIRA, 2015). Em contrapartida, o crescimento desordenado dos centros Urbanas tem causado diversos impactos negativos na qualidade de vida das pessoas e da biodiversidade presentes nas cidades (MUÑOZ; FREITAS, 2017).

As áreas verdes são indispensáveis para os centros Urbanas, uma vez que asseguram os benefícios da qualidade ambiental no espaço Urbana, como conforto térmico, atenuação da poluição do ar, sonora e visual, abrigo para fauna, dentre outros (LONDE; MENDES, 2014).

Ao se tratar de fauna nativa, ressalta-se que as áreas verdes apresentam potencial para abrigar uma considerável variedade de espécies (ALMEIDA; ZEN; BIONDI, 2009; ALMEIDA, 2012). Conforme destacam Lemes *et al.*, (2015) ambientes Urbanas como parques, jardins e outros tipos de áreas verdes podem oferecer alimento e condições favoráveis como temperatura e umidade, dentre outras, além de abrigo para a sobrevivência de algumas espécies de animais como aves e insetos (BLAIR, 1999; BONFANTTI *et al.*, 2011; BROWN; FREITAS, 2002; CLARK *et al.*, 2017; LEMES; RITTER; MORAIS, 2013; SODHI *et al.*, 2004; SOARES *et al.*, 2012).

A Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) Mata de Santa Genebra é o maior fragmento florestal do Município de Campinas (SP). Sua importância é destacada pelos processos de tombamentos que esta unidade vem sofrendo ao longo do tempo. A Mata de Santa Genebra foi tombada como patrimônio natural do município pelo CONDEPACC (Resolução nº11 de 29/09/1992), tendo sido antes tombada pelo CONDEPHAAT (Resolução nº03 de 03/02;1983). Foi classificada como ARIE pelo Governo Federal (Decreto nº 91.885 de 05/11/1985) e, atualmente é regulamentada pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC – Lei nº 9.985 de 18/07/2000).

Um dos fatores que contribuem para que a Mata de Santa Genebra seja um dos fragmentos do município de Campinas melhor preservado é o grande número de pesquisas realizadas a partir de 1997, ano no qual se iniciou a sistematização dessas informações. Hodiernamente, a Mata apresenta

disponibilidade para execução de pesquisas de caráter científico, proximidade com centros de pesquisas e ensino de importância nacional, como a UNICAMP, a PUC Campinas, o Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) e a Embrapa Monitoramento por Satélite. Ainda, levando em consideração sua facilidade de acesso, por estar inserida em contexto Urbana (GUARATINI *et al.*, 2008).

O fragmento florestal que se tornou Reserva Mata de Santa Genebra, passou de 389,15 hectares em 1962 para 234,22 hectares em 2002. Sua supressão ocorreu mais intensa no intervalo entre 1962 e 1972, oriunda principalmente do desflorestamento destinado a empreendimento agrícola (SERRÃO, 2002).

São diversos os impactos aos quais a Mata está sujeita, dentre eles: a contaminação pelas áreas de cultivo que utilizam fertilizantes químicos, herbicidas, inseticidas e diversos outros defensivos agrícolas; a proximidade e facilidade de acesso da população provocando caçadas, abertura de trilhas e a introdução de outras espécies, principalmente domésticas; ocupação Urbana irregular, incluindo residências com cerca elétrica, ameaça constante aos animais silvestres; visitaçãõ de áreas vizinhas de cultivo por animais silvestres, tornando-se mais suscetíveis à exposição de agrotóxicos, acidentes, apreensão e, que muitas vezes, podem retornar à Mata dispersando espécies exóticas e invasoras; e o fogo, oriundo de limpezas de terrenos baldios e áreas de cultivo agrícola, principalmente cana de açúcar (FUTADA, 2007).

3.3. Metais pesados e a contaminação ambiental

O processo de contaminação teve crescimento expressivo com o início das atividades industriais e, concomitantemente, ocorreu aumento no consumo de energia e matéria prima. A exploração de recursos naturais e descarte de resíduos para o ambiente gerou um impacto, o qual superou, em muitas regiões, a resiliência do ambiente (BIONDI, 2010).

Com a intervenção do ser humano no meio ambiente é possível observar a degradação dos recursos naturais e o aparecimento de fatores ambientais de risco (SOUSA, 2014). Neste sentido, destaca-se a importância da interação entre especialistas em diversas áreas, a fim de se estudar os prejuízos ao meio ambiente, considerando os efeitos na saúde animal e humana (ARAÚJO *et al.*, 2017).

Os metais pesados (MP) são classificados de acordo com a sua densidade relativa ($MP > 5g.cm^{-3}$) (ALEXANDRE *et al.*, 2012) e podem ser encontrados por toda natureza; nos solos, são originários da rocha de origem e de outras fontes como: precipitação atmosférica, cinzas, calcário, fertilizantes químicos e adubos orgânicos. Os principais elementos químicos enquadrados neste conceito são: alumínio, cádmio, chumbo, cobre, cobalto, cromo, ferro, manganês, mercúrio e zinco (TSUTIYA, 2015).

Alguns metais são essenciais por desempenharem importantes funções biológicas no metabolismo de diversos organismos. O Ferro (Fe), Zinco (Zn), Cobre (Cu), Níquel (Ni) e Manganês (Mn) atuam como cofatores enzimáticos em plantas, microrganismos e mamíferos. O Crômio (Cr) é essencial, desde que em teores baixos, aos mamíferos, contribuindo no metabolismo da glicose. Ademais, vale ressaltar que, em altos teores, mesmo os metais essenciais causam toxicidade, podendo possuir ação carcinogênica e efeito deletério a diversos organismos vivos, incluindo a espécie humana (BIONDI, 2010).

Gonçalves JR. e colaboradores (2015) avaliaram a disponibilidade de nutrientes e metais pesados em plantas de estragão submetidas a diferentes fertilizações (mineral e orgânica) em 3 doses (sem fertilização, dose recomendada e o dobro da dose) em Argissolo Vermelho distrófico. Os autores observaram que o Ferro (Fe) obteve nível mais elevado sem fertilização, fato explicado pelo aumento considerável de Manganês (Mn) nas plantas à medida que as doses foram aumentando (dose recomendada e dobro da dose), uma vez que elevadas concentrações de Mn inibem a absorção de Fe. Constataram também que os teores de Cobre (Cu) foram maiores utilizando a aplicação da dose recomendada, concluindo que o Cu é um metal de ocorrência em baixas concentrações no solo e sua dinâmica é bastante afetada pelas características do mesmo. Os autores concluíram, então, que a fertilização orgânica disponibilizou maiores concentrações dos elementos Cu e Mn.

A presença de metais pesados no lodo proveniente do esgoto, vem sendo uma das principais limitações ao uso do lodo na agricultura. Desta forma, Nascimento *et al.* (2014) avaliaram os teores de metais pesados no solo e em plantas de girassol adubadas com diferentes doses de lodo de esgoto. O estudo foi realizado em Montes Claros (MG) no período de abril a setembro de 2011. Cd e Cr

não foram detectados no solo e também não ultrapassaram a concentração máxima permitida em produto derivado do lodo de esgoto. No entanto foram detectados no limbo foliar do girassol, não variando com a adubação. Já o Zn apresentou maiores quantidades na folha quando o girassol foi submetido as doses maiores de adubação. O Cu também apresentou aumento linear com o aumento das doses de lodo de esgoto, em contrapartida não foram constatados riscos de contaminação do solo pelo elemento. O Fe e Mn não apresentaram variação dos teores com a aplicação do lodo. Desta forma, os autores concluíram que as concentrações de Zn no solo e nas plantas são maiores com a aplicação de lodo em relação à adubação química; que o emprego do lodo resultou no aumento das concentrações de Cu, Ni e Pb no solo; e nas plantas ocorreram aumentos nos teores de Zn, Cu e Mn e redução de Pb com o aumento da dose de lodo de esgoto.

Em estudo realizado no Alabama, Ha e colaboradores (2014) avaliaram a extensão da contaminação por metais pesados em solos, determinando as concentrações de 11 metais pesados com base em 2046 amostras de solo coletadas de 595 locais industriais e residenciais. Os autores constataram que os resultados obtidos mostram diferenças significativas nas concentrações do solo entre as quatro zonas de amostragem, com exceção do Ni. Em particular, Pb, As, Cd, Cr, Cu, Hg, e as concentrações de Zn são significativamente mais elevados na zona industrial A do que na zona periférica B. Além disso, verifica-se que, embora os níveis de Co e Mn na zona industrial são mais elevados do que aqueles observados na zona periférica B (15,96 versus 11,46 mg/kg e 1544,84 versus 977,08 mg/kg, respectivamente), a diferença não atingiu o nível de significância estatística (HA *et al.*, 2014).

Araújo *et al.* (2017) analisaram a concentração de metais como Cobre (Cu), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em áreas próximas ao garimpo denominado Areinha, inserido na bacia hidrográfica do rio Jequitinhonha entre os estados de Minas Gerais e Bahia. Com relação ao Cobre (Cu) o ponto 3 Extra ultrapassou o Nível 1 determinado pela legislação, apresentando baixa probabilidade de efeitos nocivos à biota; e o ponto 1 Extra apresentou valores acima do nível 2 estabelecido pela legislação, prevendo prováveis efeitos nocivos à biota. Ambos os pontos se localizam em bacias de retenção de rejeitos, sendo essas consideradas frágeis uma vez que qualquer enchente do leito do rio ocasiona o

rompimento da mesma e a distribuição desse material no curso d'água. O ponto 3 Extra, foi o único ponto a apresentar concentração de Chumbo (Pb) acima do nível 2 estabelecido pela legislação.

Ha e colaboradores (2014) destacaram que as maiores concentrações de Pb no solo na Zona A (zona industrial) podem possivelmente ser causadas por resíduos sólidos e emissões atmosféricas geradas durante anos de operações de fundições locais. Com relação ao As, encontraram diferenças significativas no solo entre as Zonas industrial (Zona A) e periférica (Zona B). Geralmente nos solos, pode ser observada uma quantidade média de 2 a 5 mg/kg de As de origem pedogênica (natural), que é um nível muito menor do que o encontrado em Anniston. Podendo ser explicado pelos insumos antropogênicos, como queima de carvão, uso de pesticidas e incineração de resíduos, observados na Zona A.

Por fim, os autores observam que as concentrações de metais pesados nos solos coletados em Anniston, são superiores às relatadas em estudos anteriores conduzidos em outras comunidades industriais e residenciais. Além disso, com base nos níveis dos contaminantes químicos analisados no estudo, o potencial impacto na saúde dos moradores que vivem próximos às fontes de poluição, deve ser considerado como atenção especial (HA *et al.*, 2014).

A poluição do solo por metais pesados na China vem se tornando cada vez mais generalizada e necessita de muita atenção. Nesse sentido, Yang e colaboradores (2018) avaliaram os níveis de poluição por metais pesados no solo das regiões industriais e agrícolas da China, estimando potenciais riscos sanitários e ecológicos. Os resultados revelaram que a poluição por metais pesados e os riscos associados ao cádmio (Cd), chumbo (Pb) e arsênio (As) são mais graves. Além disso, a poluição por metais pesados e os riscos associados em regiões industriais são mais severos do que os das regiões agrícolas, enquanto os do sudeste da China são mais severos do que os do noroeste da China. Ainda, o Cd, Pb e As são determinados como metais pesados de controle prioritário, principalmente nas áreas de mineração, as quais os 3 metais excederam os valores correspondentes. Fruto do uso dos fertilizantes químicos, o Cd foi mais observado em áreas agrícolas. Desta forma os autores concluem que os solos que cercam as regiões industriais estão seriamente contaminados, principalmente por Cd,

enquanto nas regiões agrícolas estão moderadamente contaminadas. Já o As está em níveis inaceitáveis em ambas as regiões.

Partindo da hipótese que a diminuição do pH aumenta a liberação de metais, Gleis *et al.* (2015) avaliaram o potencial de acidificação da pirita e da contaminação com metais pesados ao longo de perfis de solos construídos após a mineração de carvão. Foi feita a análise de metais pesados (Mn, Cu, Zn, Cr, Cd, Mo, entre outros) pelo método de absorção atômica. Todos os metais apresentaram coeficiente de variação (CV) entre 0 e 160,7% e alta dispersão, exceto o Cd que apresentou CV nulo pelo fato de que as concentrações desse elemento sempre estiveram abaixo do limite de detecção. Desta forma, os autores concluíram que os materiais geológicos não possuem teores naturais elevados de metais pesados, sendo assim, a contaminação ocorre somente decorrente da geração de drenagem ácida.

Sharma, Nagpal e Kaur (2018) avaliaram a contaminação dos metais Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobalto (Co), Cobre (Cu), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no solo e em culturas de alimentos (trigo, arroz, grão de milho e sementes de mostarda) e avaliaram os riscos para a saúde associados à contaminação através de 36 amostras de solo e 36 de culturas alimentares e o conteúdo de metais pesados foram estimados por Espectrometria de absorção atômica. Os autores observaram que todas as amostras de solos continham Cd e Co acima dos limites de concentração de solo, já o Pb apresentou teor acima da concentração em algumas amostras de solo sob cultivo. Já nas amostras de culturas alimentares, o teor de Co estava muito acima do limite seguro em todas as amostras de culturas e, além disso, a análise do fator de bioconcentração (BCF) indicou que os grãos de arroz atuam como hiperacumuladores de Cr e Cu e os grãos de milho atuam como hiperacumuladores de Cu, podendo ser atribuídos a requisitos fisiológicos variáveis e mecanismos de absorção de diferentes culturas. Assim, os autores concluem que a ingestão de Co apresenta risco importante para saúde não oncológica e a ingestão de Cr através do consumo das culturas alimentares apresentou alto risco de câncer.

A fim de se compreender a distribuição espacial da contaminação de solo por metais pesados em áreas circundantes a minerações, Beattie e colaboradores (2017) realizaram um estudo na cidade de Picher, no Condado de

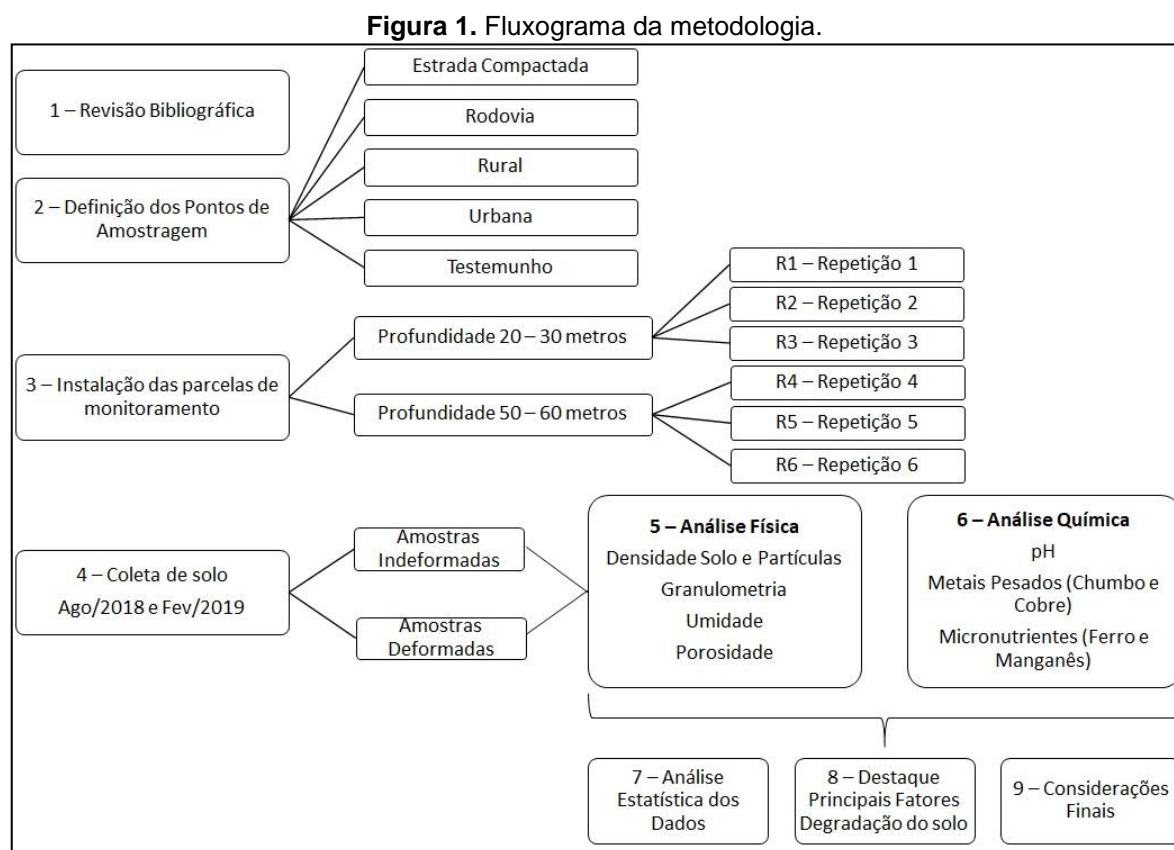
Ottawa, a fim de se avaliar o grau de contaminação a partir de valores de referências. Para tal estudo, foram coletadas 111 amostras de solo em um raio de 8,05 km da cidade, realizando análises de pH, umidade e teor de metais por Espectrometria de Emissão Óptica. Em toda região amostrada, os autores observaram altas concentrações de Chumbo (>1000 ppm), Cádmio (>40 ppm) e Zinco (> 4000 ppm). As concentrações de metais pesados observadas no mapa de distribuição não eram homogêneas, resultado que já era esperado em um campo de mineração. Desta forma os autores concluíram que existe um alto nível de contaminação antrópica por esses metais pesados e que muitos dos locais incluem solos próximos a campos agrícolas. Neste sentido a biota nessas áreas devem ser avaliadas a fim de se determinar se a vegetação, vida selvagem e as plantas cultivadas foram afetadas devido aos altos níveis de metais pesados presentes no solo.

Assmann, Capellesso e Dariva (2017), determinaram a concentração dos metais alumínio e chumbo por espectrometria de absorção atômica de chama em líquens em áreas de diferentes usos: Urbana, industrial e Rural. Deste modo, obtiveram diferenças significativas em relação a concentração de Alumínio entre as áreas industrial e Rural. No entanto, o chumbo não se apresentou significativo ao comparar as áreas. Por fim, concluíram que os metais apresentaram diferenças significativas da borda para o interior do fragmento nas áreas industrial e Urbana, destacando a influência direta da poluição.

Desta forma, os metais pesados constituem a principal preocupação da sociedade em função dos seus efeitos ao ambiente e à saúde humana, pois, não sendo biodegradáveis, são maléficos quando a capacidade de absorção no organismo e recuperação no ambiente forem maiores que a concentração permitida (ARAÚJO *et al.*, 2017).

4. MATERIAL E MÉTODOS

De modo a apresentar sucintamente as etapas a serem realizadas para execução do presente trabalho, elaborou-se o fluxograma representado na Figura 1.



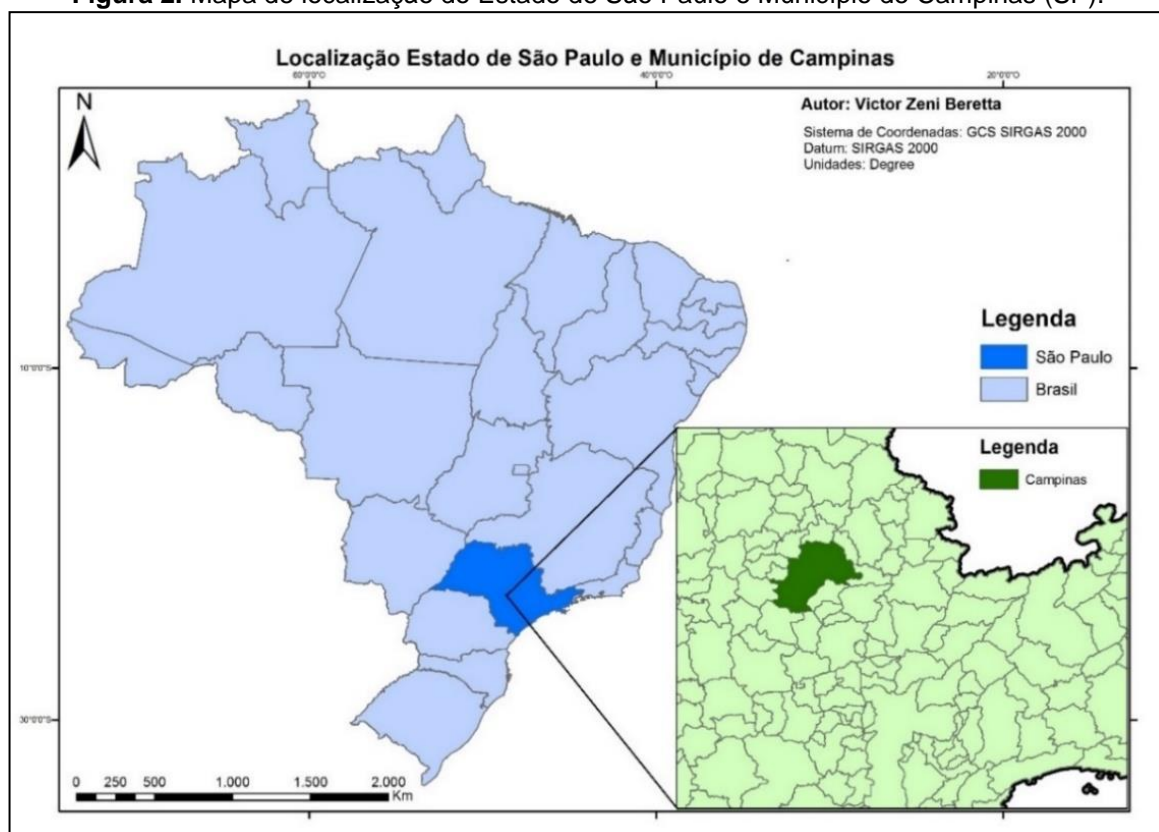
A partir da revisão bibliográfica e visita ao local de estudo, foram definidos os pontos de amostragem e monitoramento da degradação do solo. Sendo assim, em cada uma das interfaces (Estrada compactada, Rodovia, Rural, Urbana e Testemunho) foram instaladas as parcelas de monitoramento fixas em dois tratamentos com 3 repetições em cada interface.

Em sequência foram realizadas duas coletas de solo (amostras deformadas e indeformadas) para fins de análises físico-químicas do solo. Após obtidos os dados das análises, estes foram submetidos a análises estatísticas, na quais foram analisadas as diferenças entre as interfaces de estudos, além de destacar os principais fatores contribuintes para degradação do solo. As etapas de implantação de parcelas e análises de solo estão descritas a seguir.

4.1. Caracterização da Área de Estudo

Situado no interior do Estado de São Paulo, o Município de Campinas se localiza no entroncamento de importantes Rodovias estaduais, como a Rodovia Anhanguera (SP330), Rodovia dos Bandeirantes (SP348), Rodovia Dom Pedro I (SP065), Rodovia Adhemar de Barros (SP340), entre outras (FUTADA, 2007). De acordo com o censo do IBGE de 2010, o município de Campinas possuía 1.080.113 habitantes, estimando-se, aproximadamente 1.200.000 habitantes. Já a sua densidade demográfica, de acordo com o mesmo censo, era de 1.360 habitantes por quilômetro quadrado (IBGE, 2019). Ademais, possui área na unidade territorial de 794 km². A Figura 2 apresenta o mapa de localização do Estado de São Paulo e do Município de Campinas (SP).

Figura 2. Mapa de localização do Estado de São Paulo e Município de Campinas (SP).



O município é configurado como polo industrial de alta tecnologia, com centros universitários e de pesquisas com elevada importância, possui infraestrutura rodoviária e aeroportuária, além de ser referência na área da saúde. No entanto, possui uma realidade contraditória, apresentando quadros de

desigualdade social, desenvolvimento Urbana desordenado e, conseqüentemente, impacto ambiental e problemas na infraestrutura de transportes (MAINIERI, 2008).

Este movimento de urbanização desordenada afetou diretamente o município, principalmente com os ciclos da agricultura (cana-de-açúcar), implicando em reduções drásticas na vegetação e na fragmentação de remanescentes florestais. Assim, da mesma forma como em outros grandes centros Urbanas, o desenvolvimento desencadeado de Campinas causou modificações nos ecossistemas, principalmente na sua biodiversidade (FERREIRA, 2007).

Encontra-se inserido no Município de Campinas uma das maiores áreas de conservação e maior fragmento florestal do município: a Mata de Santa Genebra. Esta, localiza-se na região norte de Campinas (SP), no Distrito de Barão Geraldo, entre as coordenadas geográficas 22°44'45''S e 47°06'33''W. Mesmo completamente inserida no Município de Campinas (SP), a Mata possui uma de suas interfaces com divisa com o Município de Paulínia (SP) (GUIRAO; FILHO, 2011).

Nos dias atuais, o fragmento florestal remanescente é espaço para atividades científicas e acadêmicas sendo valorizado pelo mercado imobiliário. Intensifica-se esse fenômeno por sua localização ser próxima de centros acadêmicos de excelência (PUC-Campinas e UNICAMP), centro de saúde e de difundida qualidade habitacional, com população de alta-renda (VITTE; CISOTTO; VILELA FILHO, 2010).

A ARIE possui floresta mesófila semidecídua, e está assentada sobre relevo levemente ondulado com três regiões mais baixas e úmidas e duas discretas elevações, sendo que nas baixadas a floresta semidecídua é substituída pelas florestas higrófilas. No interior da Mata são encontradas clareiras de tamanhos e idades variados, originados da extração seletiva de madeiras nobres e do corte raso para aproveitamento de lenha em alguns trechos restritos (MORELLATO; LEITÃO FILHO, 1995).

O clima regional é quente úmido, com inverno seco e verão quente e chuvoso, sendo que a temperatura média no mês mais quente é superior à 22°C e a do mês mais frio, inferior a 18°C (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991).

Ademais, a reserva encontra-se inserida em matriz agrícola cuja principal atividade é o cultivo de cana-de-açúcar. A partir dessa expansão agrícola, a ARIE foi sofrendo sua fragmentação, provocando o isolamento de alguns trechos de florestas de diversos tamanhos em meio a áreas perturbadas, ficando a borda do fragmento exposto à insolação e a modificação do regime de ventos, causando o que se denomina de efeito de borda (VIANA *et al*, 1992; MURCIA, 1995).

Nas Tabela 1 e 2 é possível observar a caracterização físico-química do solo de cada uma das interfaces da Mata realizada pelo Instituto Brasileiro de Análise (IBRA). Esta caracterização foi realizada a partir do solo coletado para as análises deste trabalho.

Tabela 1. Parâmetros físicos do Solo: análise granulométrica do solo.

Interface	Argila	Silte	Areia Total	Textura
	%			
Urbana	28,1	11,9	60,0	Média
Rural	43,2	16,0	40,8	Argilosa
Estrada compactada	33,2	17,3	49,5	Média
Rodovia	25,0	6,6	68,4	Média
Testemunho	45,8	18,7	35,5	Argilosa

Analisado pelo laboratório IBRA.

Ao analisar a Tabela 1, observa-se que as interfaces Urbana, Estrada compactada e Rodovia apresentam solo com textura média, ou seja, maior percentual de areia no solo. Em contrapartida, as interfaces Testemunho e Rural apresentaram características argilosas, ou seja, com maior percentual de argila no solo.

Analisando a Tabela 2, observa-se que o pH das interfaces Rural, Estrada compactada e Testemunho apresentaram acidez muito alta; já nas interfaces Urbana e Rodovia, o pH estava baixo. A Matéria Orgânica (MO) se apresentou média para alta em todas as interfaces e o Carbono Orgânico Total (COT) muito baixo em todas as interfaces.

O Fósforo (P) apresentou valores baixos nas interfaces Estrada compactada e Testemunho, valor médio na interface Rural e valores altos nas interfaces Rodovia e Urbana. Já o Enxofre (S) apresentou valores altos em todas as interfaces.

Tabela 2. Parâmetros químicos do Solo.

Interface	ph	MO	COT	(P)	(S)	(K)	(Ca)	(Mg)	CTC
	-	g/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mmolc/dm ³	mmolc/dm ³	mmolc/dm ³
Urbana	5,9	20,0	12,0	22,0	15,0	1,5	67,0	10,0	91,8
Rural	4,1	18,0	10,0	18,0	23,0	0,7	21,0	10,0	109,1
Estrada compactada	3,8	20,0	12,0	12,0	31,0	1,3	12,0	5,0	110,5
Rodovia	6,0	18,0	10,0	32,0	15,0	1,7	84,0	8,0	105,1
Testemunho	4,6	19,0	11,0	8,0	23,0	1,5	31,0	11,0	87,7

Onde: MO = Matéria Orgânica; COT = Carbono Orgânico Total; P = Fósforo; S = Enxofre; K = Potássio; Ca = Cálcio; Mg = Magnésio; e CTC = Capacidade de Troca de Cátions.

Analisado pelo laboratório IBRA.

O Potássio (K) se apresentou baixo em todas as interfaces, com exceção da interface Rodovia, que apresentou valor médio. O Cálcio (Ca) se apresentou alto em todas as interfaces; e o Magnésio (Mg) se apresentou médio nas interfaces Estrada compactada e Rodovia e alto nas interfaces Rural, Urbana e Testemunho. Por fim, a Capacidade de Troca de Cátions se apresentou alta em todas as interfaces.

Na Tabela 3, encontram-se os resultados obtidos na análise feita pelo laboratório IBRA de micronutrientes no solo.

Tabela 3. Micronutrientes do Solo. Analisado pelo laboratório IBRA.

Interface	Mn	Fe	Cu	Zn	B
	Mg/dm ³				
Urbana	4,6	48,0	3,5	9,6	1,72
Rural	10,7	136,0	15,6	4,7	0,6
Estrada compactada	41,8	149,0	3,2	2,1	0,4
Rodovia	3,9	23,0	2,9	11,1	0,92
Testemunho	20,0	20,0	4,8	0,8	0,56

Onde: Mn = Manganês; Fe = Ferro; Cu = Cobre; Zn = Zinco; B = Boro

Os micronutrientes apresentaram resultados semelhantes nas interfaces. O Ferro e Cobre apresentaram valores considerados altos em todas as interfaces, e o Zinco também, com exceção da interface Testemunho que obteve valor médio. O Manganês obteve valores médios nas interfaces Urbana e Rodovia; e valores altos nas interfaces Rural, Estrada compactada e Testemunho. Por fim, o Boro apresentou valores médios nas interfaces Estrada compactada e Testemunho e valores altos nas demais interfaces.

4.2. Parcelas de Monitoramento e Amostragem

De modo a apresentar melhor análise de dados foram instaladas no remanescente florestal em estudo parcelas fixas de monitoramento. Estas parcelas serão utilizadas posteriormente em outros trabalhos para obtenção de dados de forma contínua, fazendo análise temporal da avaliação dos impactos ambientais do entorno do remanescente (áreas de borda).

Para a instalação das parcelas de monitoramento nas interfaces foram utilizados os seguintes procedimentos:

- Inicialmente, foi feita uma avaliação do remanescente através do Google Maps ® e identificado os diferentes tipos de uso e ocupação nas áreas de borda (agricultura, solo exposto, estrada, construções, entre outros);
- Em seguida, foram selecionados 5 pontos de amostragem, sendo 4 nas bordas e 1 no centro do remanescente, assim denominados: interface Urbana, Rural, Estrada compactada, Rodovia e Testemunho (Figura 3);
- Após definidos os pontos de amostragem, foram instaladas as parcelas de monitoramento dentro de cada interface conforme croqui apresentado na Figura 4;
- Para isso, percorreu-se 20 metros para o interior do remanescente a partir da linha divisória entre a formação florestal e os diferentes tipos de uso (borda); instalou-se as primeiras 3 repetições (R1, R2 e R3) com dimensões de 20m x 10m (Comprimento x largura); percorreu-se mais 20 metros para dentro do remanescente e instalou-se mais 3 repetições (R4, R5 e R6) de mesmas dimensões; desta forma, o espaçamento entre as parcelas são de 20 metros (sentido da profundidade) e de 5 metros no sentido da largura. Esta disposição encontra-se representada na Figura 4. As coordenadas de localização de cada repetição encontram-se na Tabela 4;
- Para delimitação das parcelas foram utilizadas madeiras de demolição, as quais foram cortadas em formato de estacas e pintadas de branco para melhor visualização no campo.

Figura 3. Mapa de localização da ARIE Mata de Santa Genebra e Pontos e coleta em cada interface.

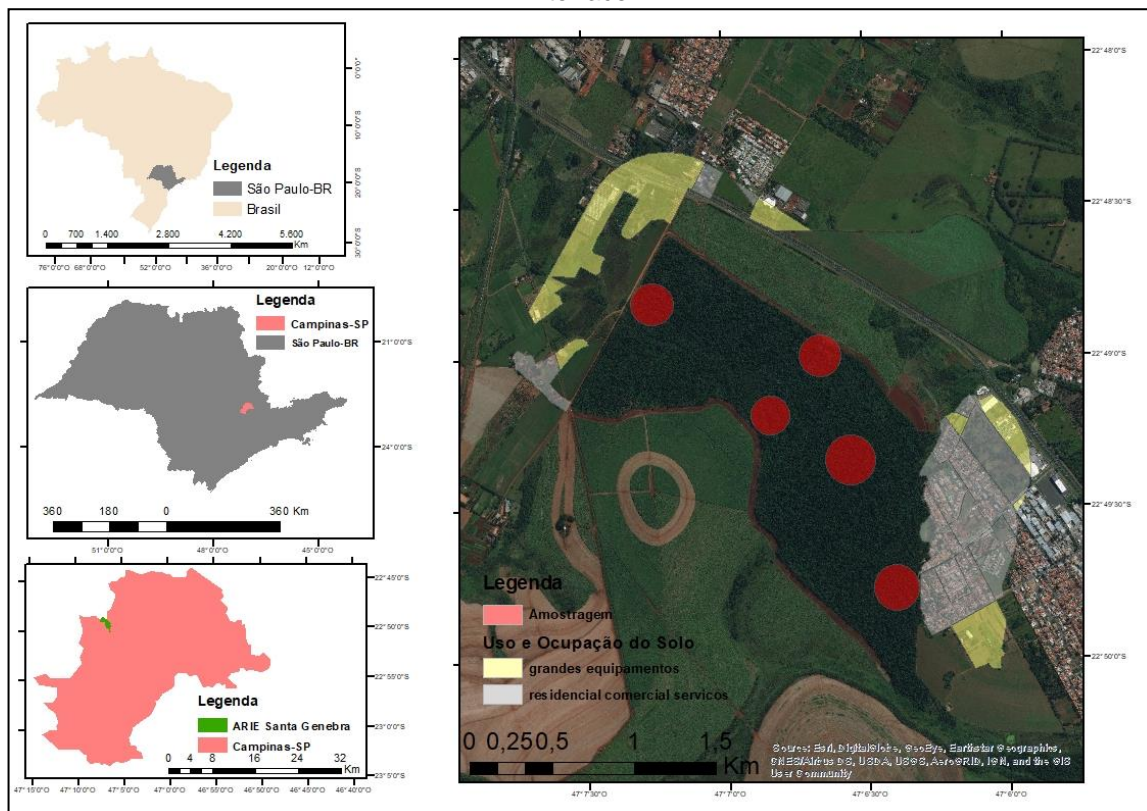


Figura 4. Croqui (em escala) das parcelas fixas de monitoramento instaladas.

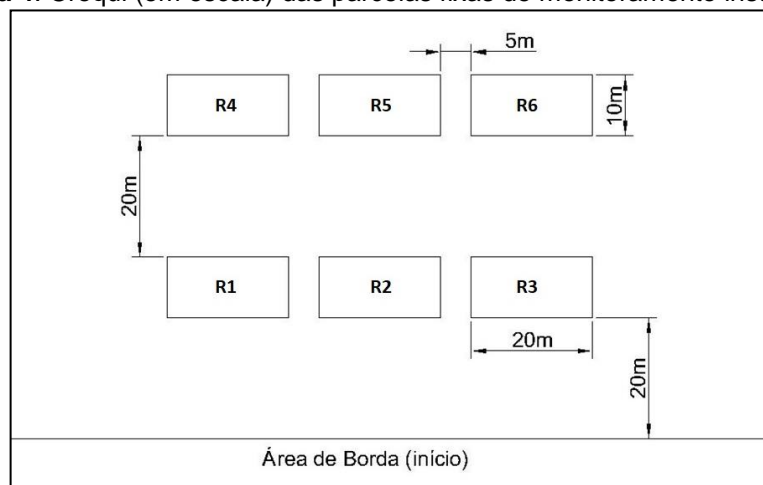


Tabela 4. Coordenadas de localização dos pontos de amostragens.

Interface	Repetição	Coordenadas UTM - 23S		
		Longitude (m E)	Latitude (m S)	Elevação (m)
Rodovia	R1	283385	7475295	613
	R2	283366	7475294	613
	R3	283342	7475297	612
	R4	283358	7475280	613
	R5	283333	7475277	613
	R6	283323	7475293	613
Estrada compactada	R1	282282	7475659	595
	R2	282271	7475640	594
	R3	282259	7475604	594
	R4	282306	7475640	597
	R5	282309	7475615	597
	R6	282278	7475619	595
Rural	R1	283917	7473759	621
	R2	283902	7473773	622
	R3	283906	7473785	622
	R4	283891	7473755	622
	R5	283884	7473785	622
	R6	283894	7473809	622
Urbana	R1	282963	7474804	604
	R2	282976	7474788	604
	R3	282987	7474771	604
	R4	282979	7474807	605
	R5	282993	7474792	605
	R6	283004	7474775	605
Testemunho	R1	283503	7474749	625
	R2	283497	7474713	625
	R3	283460	7474693	625

Dentro de cada parcela de monitoramento foram coletadas amostras de solo deformadas e indeformadas. Para retirada das amostras, inicialmente, foi realizada a limpeza na área com auxílio de uma pá retirando serapilheira e outros detritos. Em seguida, com auxílio de um trado, foi retirada na profundidade superficial (0-20cm) as amostras deformadas de solo, armazenadas em sacos plásticos e identificadas conforme disposição das parcelas de monitoramento. Já para as amostras parcialmente indeformadas, foi utilizado um anel volumétrico de volume conhecido (90 cm³); as amostras foram armazenadas em sacos plásticos e também identificados conforme parcelas. Posteriormente essas amostras foram

analisadas em laboratório de solo e química da PUC-Campinas conforme manual EMBRAPA (SANTOS *et al.*, 2005). Os experimentos estão descritos nos itens a seguir.

A seguir, encontra-se uma breve descrição de cada uma das interfaces analisadas neste trabalho:

- ✓ A *interface Testemunho* está localizada na parte central da mata, próximo a uma trilha que corta a Mata nas suas extremidades. A coleta do solo foi realizada 20 metros de distância das trilhas, evitando qualquer ação antrópica no solo coletado.
- ✓ A *interface Urbana* está localizada próxima à entrada principal da mata, fazendo divisa com muro de algumas residências e próximo a uma área de estudo de erosão do solo.
- ✓ A *interface Rural* faz divisa com um cultivo de cana-de-açúcar.
- ✓ A *interface Rodovia* faz divisa com a Rodovia que liga os municípios Campinas e Paulínia.
- ✓ A *interface Estrada compactada* é localizada em uma região que faz divisa com uma estrada de terra (solo compactado) que liga algumas propriedades e um pesqueiro na região.

As Figuras 5 a 9 apresentam a característica das interfaces: a Testemunho, Urbana, Rural, Rodovia e Estrada compactada, respectivamente. Nota-se que na Figura 5, a entrada próxima a parcela de Testemunho não apresenta nenhum tipo de interferência antrópica. Já na Figura 6, observa-se o plantio de cana de açúcar logo próximo a borda do remanescente em estudo. Por fim, na Figura 7, pode-se observar a presença de residências logo ao fundo da imagem, muito próximo à borda do fragmento.

Figura 5. Fotografia da entrada da Parcela Central (Testemunho).



Figura 6. Fotografia da interferência externa da Interface Urbana.



Figura 7. Fotografia da interferência externa da Interface Rural.



Figura 8. Fotografia da interferência da Interface Rodovia.



Figura 9. Fotografia da interferência da Interface Estrada compactada.



4.3. Análises Físicas do Solo

4.3.1. Densidade do Solo

A determinação da densidade aparente do solo parte do princípio da coleta de amostras indeformadas com o auxílio de um anel de aço (Kopecky) de bordas cortantes e volume interno de 90cm³. Para o procedimento, primeiramente foi anotado o volume do anel utilizado que contenha a amostra, em seguida foi pesado o conjunto (anel + solo).

Na sequência, após retirar todo o conteúdo do solo de dentro do anel, o solo foi levado para estufa a 105°C dentro de uma capsula de alumínio previamente pesada e, após 48h foi retirado, esfriado e pesado (CLAESSEN *et al.*, 1997). A densidade do solo foi obtida através da seguinte formula:

$$Densidade\ aparente\ \left(\frac{g}{cm^3}\right) = \frac{a}{b}$$

Onde: *a* = peso da amostra seca a 105°C (g) e *b* = volume do anel (cm³)

4.3.2. Densidade de Partículas

A determinação da densidade de partículas foi feita a partir da determinação do volume de álcool necessário para completar a capacidade de um balão volumétrico, contendo solo seco em estufa. Para o procedimento foi pesado 20g de solo, colocando-o em uma cápsula de alumínio de peso conhecido. Este foi levado à estufa por 12 horas, foi dessecado e pesado, a fim de se obter o peso da amostra seca a 105°C.

Posteriormente, essa amostra foi transferida para um balão aferido de 50mL, no qual adicionou-se álcool etílico, agitando sempre o balão para eliminar as bolhas de ar que foram se formando. Prosseguiu com a operação, vagarosamente, até a ausência de bolhas e completar o volume do balão. No fim, foi anotado o volume de álcool gasto (CLAESSEN *et al.*, 1997). A densidade de partículas foi obtida através da seguinte formula:

$$Densidade\ de\ partículas\ \left(\frac{g}{cm^3}\right) = \frac{a}{50 - b}$$

Onde: *a* = peso da amostra seca a 105°C e *b* = volume de álcool gasto (mL)

4.3.3. Umidade Atual

A determinação da umidade atual representa o teor de umidade presente na amostra de solo, transportada em embalagem impermeável e vedada. Para o

procedimento, a amostra foi colocada em cápsula de alumínio numerada e de peso conhecido, pesada e levada até a estufa a 105-110°C durante 24 horas. Depois foi retirada da estufa, levada ao dessecador até ser resfriada e, por fim, pesada novamente (CLAESSEN *et al.*, 1997). A umidade foi obtida por meio da fórmula abaixo:

$$\text{Umidade gravimétrica} = 100 \times \frac{a - b}{b}$$

Onde: a = peso da amostra úmida (g) e b = peso da amostra seca (g)

4.3.4. Porosidade Total

A determinação da porosidade consiste em determinar o volume de poros totais do solo ocupado por água e/ou ar. O cálculo da porosidade pode ser obtido utilizando-se da seguinte fórmula (RIBEIRO *et al.*, 2007):

$$PT = 1 - \left(\frac{Ds}{Dp} \right)$$

Onde: PT = Porosidade total; Ds = Densidade do solo e Dp = Densidade de partículas

4.4. Análises Químicas do Solo

4.4.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)

A determinação do pH consiste na medição por meio de eletrodo combinado imerso em suspensão sólido: líquido (água, KCl ou CaCl₂), 1: 2,5. Para realização do procedimento foi colocado 10 mL de solo em um béquer de vidro de 100 mL numerado e adicionou-se 25 mL de água deionizada. Na sequência a amostra foi agitada com auxílio de um bastão de vidro individual e deixado em repouso por 1 hora. Por fim, agitou-se cada amostra, novamente, com um bastão de vidro e os eletrodos foram mergulhados na suspensão homogeneizada a fim de se fazer a leitura do pH (CLAESSEN *et al.*, 1997).

Para auxiliar na discussão e comparação dos dados obtidos, construiu-se a Tabela 5, a qual possui os valores de referência para acidez do solo de acordo com o Instituto Agrônomo de Campinas (IAC).

Tabela 5. Valores de Referência para acidez do solo.

Acidez	pH em CaCl₂
Muito Alta	Até 4,3
Alta	4,4 – 5,0
Média	5,0 – 5,5
Baixa	5,5 – 6,0
Muito Baixa	>6,0

Fonte: IAC (2019).

4.4.2. Metais Pesados (Cobre e Chumbo) e micronutrientes (Ferro e Manganês)

A determinação dos teores de metais pesados e micronutrientes no solo foi feita por meio do método EPA 3050B, a partir da extração do solo em estado líquido, por meio da digestão do solo amostrado e tratado. Inicialmente foi realizada a limpeza e descontaminação das vidrarias que foram utilizadas nas análises. Estas foram colocadas em solução de ácido nítrico 5% durante um período de 24h e, posteriormente, enxaguadas com água deionizada.

Para a digestão do solo, dentro de um erlenmeyer de 125 mL colocou-se 0,5g de solo, pesado em balança de precisão de 4 casas decimais, adicionou-se 50 mL de água deionizada, 5 mL de ácido nítrico (1:1) e pérolas de vidro. A mistura foi levada em uma chapa de aço de aquecimento para digestão até seu volume ser reduzido para cerca de 10 a 20 mL. Assim que atingido o volume, foi retirado da chapa e deixado esfriar ao ar livre. Em seguida adicionou-se 20 mL de água deionizada, 5 mL de ácido nítrico (HNO₃) concentrado e 5 mL de ácido clorídrico concentrado (HCl). A mistura foi levada para chapa de aquecimento por mais 15 minutos até digestão completa. Por fim, após abertura, o digerido foi filtrado e transferido para um balão volumétrico de 100 mL e completado seu volume com água deionizada.

Após digestão completa, todas as amostras foram submetidas à análise usando a espectroscopia de absorção atômica por atomização em chama para quantificação dos metais Cobre e Chumbo, e dos micronutrientes Ferro e Manganês. As características da chama foram reguladas de acordo com a orientação do método US EPA 7000B, sendo utilizado em todas as amostras o acetileno como combustível e o ar como comburente. Os respectivos parâmetros das lâmpadas (corrente e comprimento de onda), utilizadas para cada elemento

encontram-se na Tabela 6. Ademais, a Figura 10 apresenta foto do aparelho utilizado para obtenção dos dados.

Tabela 6. Parâmetros do comprimento de onda para os metais e micronutrientes.

Elemento	Corrente (mA)	Comprimento de Onda (nm)
Chumbo (Pb)	8	217,0
Cobre (Cu)	15	324,8
Ferro (Fe)	30	248,3
Manganês (Mn)	20	279,5

Figura 10. Espectrômetro de Absorção Atômica utilizado em análises.



As curvas de calibração de cada metal foram feitas a partir de soluções estoques contendo 1.000 ppm do metal e micronutrientes avaliados e armazenadas sob refrigeração seguindo o método EPA 7000B. A partir da solução estoque foram preparadas as soluções padrão usadas para obtenção da curva de calibração. Observa-se na Tabela 7 que cada elemento possui uma concentração da solução estoque para construção destas curvas.

Tabela 7. Pontos da curva de calibração para o aparelho de cada elemento em análise.

Elemento	P1 (ppm)	P2 (ppm)	P3 (ppm)	P4 (ppm)	P5 (ppm)
Chumbo (Pb)	1	2	5	8	10
Cobre (Cu)	1	2	5	10	20
Ferro (Fe)	1	2	5	10	20
Manganês (Mn)	1	2	5	10	20

Os dados obtidos foram tabulados em planilha no Microsoft Excel e obtidos a equação da reta de cada curva. Com a equação da reta, posteriormente, foram obtidos os valores de concentração dos metais no solo. Os gráficos 1 a 4 representam as curvas de calibração obtidas para cada um dos elementos, bem como a equação da reta obtida em cada uma delas.

Gráfico 1. Curva de Calibração do Elemento Chumbo (Pb) das coletas 1 (Figura A) e 2 (Figura B).

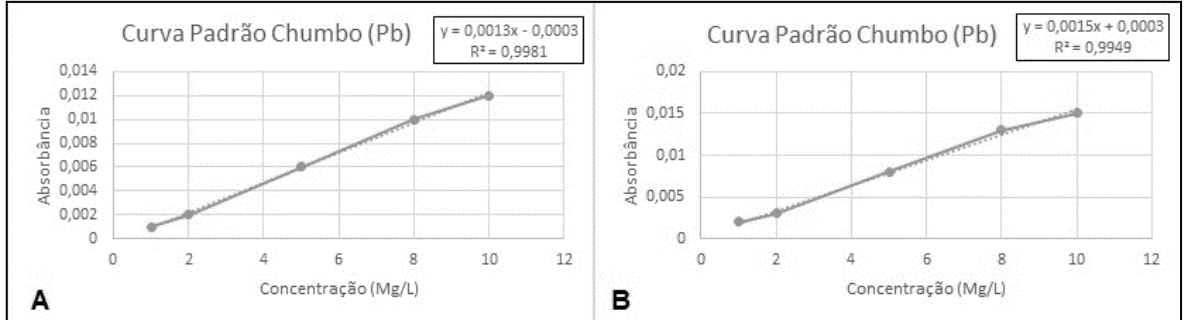


Gráfico 2. Curva de Calibração do Elemento Cobre (Cu) das coletas 1 (Figura A) e 2 (Figura B).

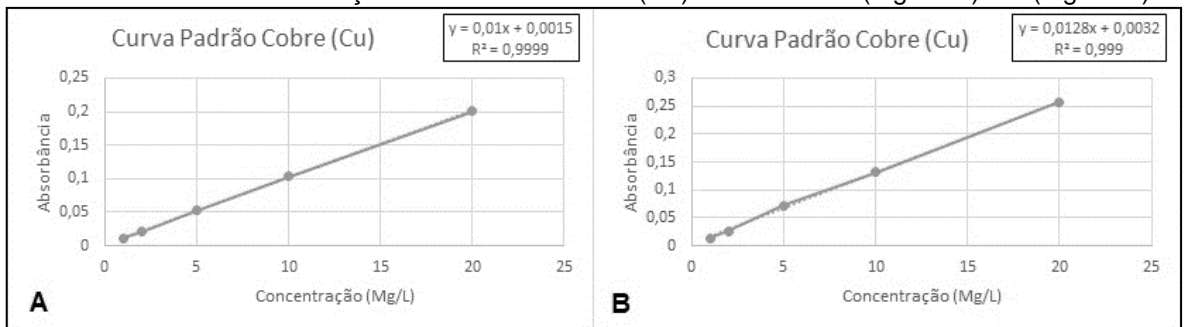


Gráfico 3. Curva de Calibração do Elemento Ferro (Fe) das coletas 1 (Figura A) e 2 (Figura B).

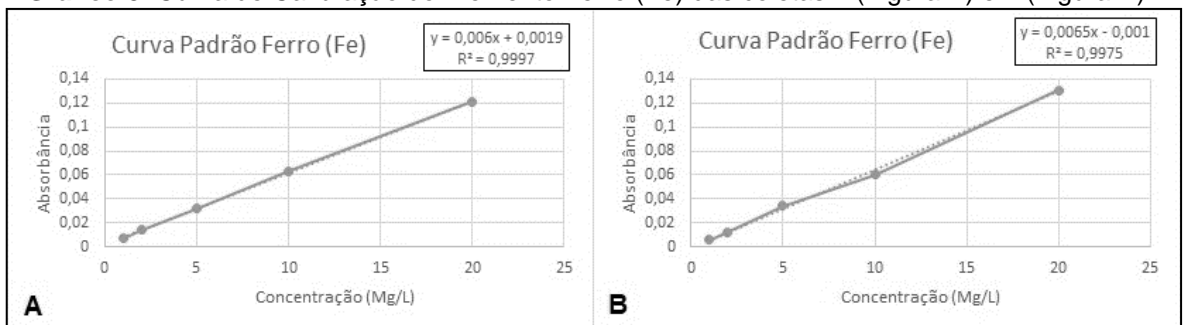
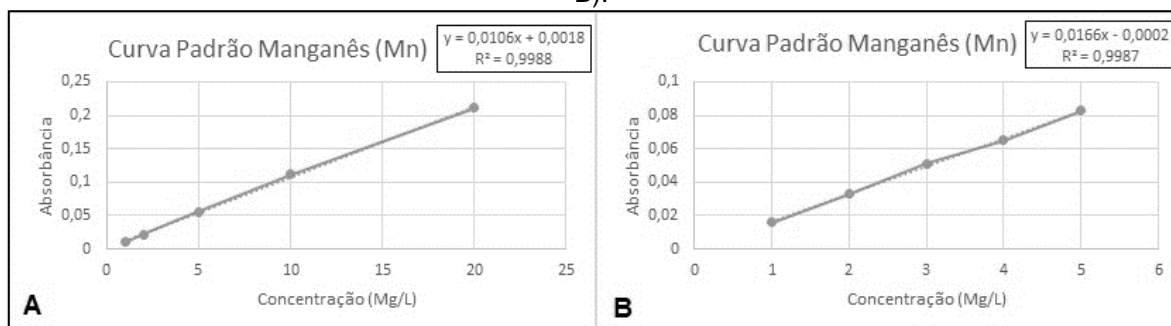


Gráfico 4. Curva de Calibração do Elemento Manganês (Mn) das coletas 1 (Figura A) e 2 (Figura B).



Na Tabela 8 encontram-se os valores de referência estabelecidos pela CETESB e na Tabela 9 os valores de referência de micronutrientes estabelecidos pelo Instituto Agrônomo de Campinas (IAC).

Tabela 8. Valores de Referência de Qualidade para metais pesados no solo.

Metal	VRQ (mg.kg ⁻¹)	VP(mg.kg ⁻¹)	VI(mg.kg ⁻¹)		
			Agrícola	Residencial	Industrial
Chumbo (Pb)	17	72	150	240	4400
Cobre (Cu)	35	60	760	2100	10000

VRQ = Valor de Referência de Qualidade; VP = Valor de Prevenção; VI = Valor de Intervenção

Fonte: CETESB, 2005.

Tabela 9. Valores de Referência de micronutrientes no solo.

Teores (mg/dm ³)	Ferro (Fe)	Manganês (Mn)
Baixo	0 a 4,0	0 a 1,2
Médio	5,0 a 12,0	1,3 a 5,0
Alto	>12,0	>5,0

Fonte: IAC, 2019.

4.5. Importância ambiental dos indicadores selecionados e frequência de amostragem

Os indicadores ambientais selecionados auxiliaram na discussão dos efeitos das ações antrópicas do entorno de remanescentes florestais localizados em áreas Urbanas. Esses foram selecionados de forma a estudar a relação entre a degradação da cobertura vegetal, compactação do solo, disposição de resíduos, entre outros fatores antrópicos. Esta relação pode ser observada por meio de mudanças na qualidade físico-química do solo, na microbiota e conseqüentemente na cobertura vegetal.

No Quadro 3 encontram-se os principais indicadores a serem monitorados, bem como suas funções, principais impactos e metodologia utilizada para análise. Ressalta-se as amostragens foram feitas em duas épocas do ano: Setembro (época de seca) e Fevereiro (época de chuva).

Ademais, ressalta-se que a escolha por fixar as parcelas de monitoramento deve-se a importância da viabilidade do monitoramento contínuo da degradação do solo nesse importante remanescente florestal para o município de Campinas. Desta forma, com as coordenadas dos pontos de coleta e as parcelas de monitoramento, será possível que outros trabalhos avaliem a degradação nas áreas de borda.

Quadro 3. Funções, principais impactos e metodologias para monitoramento dos indicadores em análise.

Indicador	Função	Principais impactos	Metodologia de determinação
Textura	Retenção de água, estrutura do solo, teor de nutrientes e matéria orgânica, processo erosivo. Importante para o entendimento do comportamento e manejo do solo (KIEHL, 1979).		Método da pipeta (KIEHL, 1979).
Densidade	Permite avaliar propriedades dos solos como a drenagem, a porosidade, a permeabilidade ao ar e a água, a capacidade de saturação e outros (KIEHL, 1979).	Podem causar dificuldade ao crescimento radicular e a disponibilidade de água às plantas e a infiltração e ao movimento de água no perfil do solo (DALMAGO <i>et al.</i> , 2009).	Método do balão volumétrico (KIEHL, 1979).
Porosidade	Propriedades dinâmicas relacionadas à compactação e ao crescimento radicular e ao movimento de água e ar (KIEHL, 1979).		Calculada
Umidade do solo	Influenciado pela textura, estrutura, matéria orgânica e mineralogia, relacionada ao transporte e armazenamento de água no solo, à erosividade e ao teor de água disponível (KIEHL, 1979).		Sensor de umidade do solo com 4 segmentos para medidas simultâneas em até 4 profundidades diferentes até 40cm: 100, 200, 300 e 400mm.
Metais pesados e micronutrientes (Cobre, Chumbo, Ferro e Manganês)	Os metais pesados se encontram distribuídos por toda a natureza. Nos solos, os metais são originários da rocha de origem e de outras fontes adicionadas ao solo, como: precipitação atmosférica, cinzas, calcário, fertilizantes químicos e adubos orgânicos (estercos de animais, lixo domiciliar e bio-sólidos).	Afetam as relações solo-planta, além da qualidade da água, a disponibilidade de nutrientes (para a planta e outros organismos), o poder tampão e mobilidade de contaminantes (BRADY; WALTHER, 1989).	Descrição, métodos analíticos empregados pode ser vista em Raj <i>et al.</i> (1987)
pH	Equilíbrio das reações fisiológicas no tecido vegetal e na solução do solo (BRADY; WALTHER, 1989).		

4.6. Análise de dados

Após obtenção dos dados, estes foram analisados estatisticamente. Inicialmente foram realizadas análises descritivas por meio do *Microsoft Excel*, na qual obteve-se a média, desvio padrão, coeficiente de variação, valor de mínimo e máximo e a mediana.

A fim de se avaliar e comparar o formato, tendência central e a variação das distribuições das amostras, foram elaborados gráficos Boxplot por meio do programa XLSTAT. Nestes gráficos foram representados a média e a mediana, sendo que o valor máximo da amostra foi representado na extremidade superior da linha da caixa. A parte superior da caixa representou o 3º quartil e a parte inferior o 1º quartil. Sendo assim, a parte superior da caixa mostra que 25% das amostras encontravam-se acima do valor da média e a parte inferior que 25% dos valores estão abaixo da média (NETO *et al.*, 2017).

Em sequência, como o conjunto de dados não apresentou distribuição semelhante (distribuição normal), utilizou-se o teste de mediana de Mood para determinar se as medianas dos dados se diferem entre si. Sendo assim, por meio do programa XLSTAT, analisou-se o valor-p, definindo um grau de significância de 0,05 para hipótese nula de que as medianas são iguais. Desta forma, caso o valor-p se apresente menor ou igual a este grau de significância, a hipótese nula será rejeitada, concluindo que nem todas as medianas são iguais. Entende-se então, ao concluir a respeito da existência de uma diferença, que o grau de significância de 0,05 aponta que o risco quando esta diferença não existe é de 5% (NETO *et al.*, 2017).

Também foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) através do programa XLSTAT. Este é um método comumente empregado na análise de informações (BROWN, 1995; FERREIRA, 2002), sendo utilizado pela sua capacidade de compreensão dos dados em função da existência de correlação entre diversas variáveis medidas.

Quando se aplica um algoritmo de PCA num conjunto de variáveis, o conjunto original destas variáveis é substituído por um novo conjunto, denominado de Componentes Principais (CPs). A principal característica deste novo conjunto é a ortogonalidade, porém o mesmo é facilmente reconstruído a partir da combinação linear das variáveis originais. Como vantagem, o novo CPs, geralmente concentra

a maior parte da informação (variância) em poucas variáveis, diminuindo, assim, a dimensionalidade dos dados sem perda significativa da informação (HONGYU *et al.*, 2015).

Por fim, foi realizada a Análise Discriminante através do programa XLSTAT. Esta análise é uma técnica da estatística multivariada utilizada para discriminar e classificar objetos. Esta estatística estuda a separação de objetos de uma população de duas ou mais classes (SANTOS *et al.*, 2017).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Visando estabelecer uma contribuição científica ao entendimento das inter-relações entre parâmetros físico-químicos do solo e considerando-se as variações sazonais em áreas de borda de florestas Urbanas, os resultados obtidos nas duas coletas (setembro/2018 e fevereiro/2019) foram analisados por meio de ferramentas estatísticas. Estes resultados e discussão foram apresentados neste capítulo com o auxílio de tabelas e gráficos.

Nas Tabelas 10 a 18 encontram-se os resultados obtidos na forma de estatísticas descritivas, contendo: média, desvio padrão, coeficiente de variação, valor mínimo, valor máximo e mediana. A tabela 10 apresenta os dados da estatística descritiva para o parâmetro Densidade do solo na coleta 1 (setembro/2018) e 2 (fevereiro/2019).

Tabela 10. Estatística descritiva para densidade do solo em amostras coletadas em setembro/2018 e fevereiro/2019 na Mata de Santa Genebra

Densidade do Solo (g/cm ³)							
Interface	Coleta	Média	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação	Mínimo	Mediana	Máximo
Urbana	set/18	0,93	0,19	0,20	0,77	0,91	1,28
	fev/19	1,26	0,14	0,11	1,05	1,27	1,45
Rural	set/18	0,70	0,17	0,25	0,46	0,73	0,95
	fev/19	0,80	0,08	0,10	0,68	0,79	0,90
Estrada compactada	set/18	0,85	0,16	0,19	0,61	0,85	1,03
	fev/19	1,50	0,13	0,09	1,33	1,54	1,63
Rodovia	set/18	0,81	0,17	0,21	0,63	0,75	1,09
	fev/19	1,32	0,18	0,14	1,11	1,26	1,57
Testemunho	set/18	0,73	0,25	0,34	0,57	0,60	1,02
	fev/19	1,22	0,21	0,17	1,05	1,14	1,45

A densidade do solo expressa a relação entre a quantidade de massa de uma amostra de solo seco por unidade de volume do mesmo, incluindo volume de sólidos e de poros. Ocorrendo alteração do espaço poroso do solo, haverá alteração da densidade do solo (Streck *et al*, 2004). Neste sentido, ao analisar a Tabela 10 foi possível observar que houve um aumento na média dos resultados obtidos em cada uma das coletas (setembro e fevereiro). No entanto houve diminuição no coeficiente de variação da coleta 1 para a coleta 2, obtendo resultados mais constantes de densidade do solo na segunda coleta. O mesmo se observou com os valores de desvio padrão obtidos, podendo-se concluir que, os

valores da segunda coleta foram mais próximos da média que os valores da primeira coleta, no entanto apresentam bons resultados em ambas coletas.

As médias mais elevadas na coleta 2, realizada em fevereiro, estão provavelmente associadas à precipitação mais elevada nesta época do ano (estação chuvosa) que, conforme tabela 13, é também responsável pela maior umidade verificada nas amostras de solo. Conforme Gubiani *et al.* (2015), os ciclos de expansão e contração são fenômenos naturais observáveis mesmo em solos com elevado teor de caulinita, como os latossolos.

Por outro lado, uma vez que o uso principal da densidade do solo como parâmetro de degradação está relacionado ao seu potencial como indicador de compactação, considera-se que valores de densidade do solo associados a maiores riscos de restrição ao crescimento radicular situam-se em torno de $1,65 \text{ g cm}^{-3}$, para solos arenosos e $1,45 \text{ g cm}^{-3}$ para solos argilosos (DE MARIA *et al.*, 1999).

No caso da área de borda da ARIE Mata de Santa Genebra, observa-se com auxílio da tabela 10 que os valores médios de densidade do solo obtidos nas duas coletas variaram entre $0,70$ e $1,5 \text{ g cm}^{-3}$, com a média da coleta 2 na interface Estrada compactada apresentando o valor mais elevado, indicando alguma vulnerabilidade à compactação na interface. Destaca-se que, a compactação do solo pelo tráfego de máquinas, veículos e animais, pressões às quais a interface Estrada compactada está submetida, é uma das causas de degradação do solo, devido a modificações estruturais, relacionadas à redução do espaço poroso e aumento da densidade.

Contudo, observa-se que o maior valor médio de densidade do solo para a interface Estrada compactada foi na estação chuvosa. Tais resultados estão de acordo com as constatações de Flowers e Lal (1998) de que a compactação aumenta em condições inadequadas de umidade do solo, sendo os solos úmidos mais vulneráveis a esse processo.

Tabela 11. Estatística descritiva para densidade de partículas em amostras coletadas em setembro/2018 e fevereiro/2019 na Mata de Santa Genebra

Densidade de Partículas (g/cm³)							
Interface	Coleta	Média	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação	Mínimo	Mediana	Máximo
Urbana	set/18	2,75	0,16	0,06	2,44	2,81	2,87
	fev/19	2,96	0,63	0,21	2,23	3,02	3,90
Rural	set/18	2,72	0,27	0,10	2,36	2,81	2,98
	fev/19	3,03	0,57	0,19	2,17	3,01	3,93
Estrada compactada	set/18	2,63	0,22	0,08	2,46	2,54	2,93
	fev/19	2,74	0,32	0,12	2,33	2,67	3,28
Rodovia	set/18	2,71	0,21	0,08	2,44	2,81	2,90
	fev/19	2,57	0,14	0,05	2,39	2,58	2,73
Testemunho	set/18	3,35	0,02	0,01	3,32	3,36	3,36
	fev/19	2,59	0,50	0,19	2,27	2,33	3,16

A densidade de partículas relaciona a quantidade de massa de uma amostra do solo seco por unidade de volume de sólido do solo, não incluindo a porosidade do solo. A composição química e mineralógica do solo pode alterar os resultados de densidade de partículas (GOMES e FILIZOLA, 2006).

Com os dados estatísticos obtidos para densidade de partículas, observou-se na Tabela 11 que a média variou em relação as coletas. Nas interfaces Urbana, Rural e Estrada compactada houve aumento da média na coleta 2, em contrapartida na interface Rodovia e Testemunho ocorreu diminuição. O coeficiente de variação aumentou em todas as interfaces, com exceção da Rodovia, apontando que os valores obtidos na coleta 1 foram mais constantes. Por fim, os valores de desvio padrão também apresentaram aumento entre as coletas, com exceção da Rodovia, indicando que na coleta 1 os valores obtidos em cada tratamento estavam mais próximos da média.

Tabela 12. Estatística descritiva para porosidade em amostras coletadas em setembro/2018 e fevereiro/2019 na Mata de Santa Genebra

Porosidade Total (%)							
Interface	Coleta	Média	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação	Mínimo	Mediana	Máximo
Urbana	set/18	66,11	5,94	0,09	54,86	67,57	72,18
	fev/19	55,79	11,03	0,20	42,19	59,13	67,46
Rural	set/18	74,38	4,23	0,06	68,23	74,42	80,81
	fev/19	72,83	5,85	0,08	62,39	74,65	77,86
Estrada compactada	set/18	67,63	5,16	0,08	59,44	68,25	75,22
	fev/19	44,78	4,50	0,10	38,49	44,99	50,54
Rodovia	set/18	69,51	8,98	0,13	55,47	73,24	78,43
	fev/19	48,70	7,23	0,15	36,85	52,44	54,70
Testemunho	set/18	78,21	7,64	0,10	69,41	82,08	83,13
	fev/19	51,34	14,52	0,28	37,73	49,66	66,63

A porosidade do solo é definida como a proporção entre o volume de poros e o volume total do solo, sendo esta inversamente proporcional à densidade do solo (GOMES e FILIZOLA, 2006). A partir da tabela 12 foi possível observar que a média da porosidade obteve um decréscimo entre as coletas 1 e 2. No entanto, o coeficiente de variação obteve aumento, indicando que os dados obtidos na primeira coleta estavam mais constantes do que os obtidos na segunda coleta. O mesmo comportamento é observado no desvio padrão, apontando que os valores de porosidade da primeira coleta estão mais próximos da média, com exceção da interface Rodovia, na qual os valores de porosidade da coleta 2 apontaram ser mais próximos da média.

A porosidade total está relacionada à habilidade de um solo atender a demanda respiratória da vida biológica do solo, processo fundamental para o crescimento radicular. Contudo, fatores como textura, estrutura, matéria orgânica e mineralogia, podem influenciar nos valores desse parâmetro. Ademais, se por um lado o número e o tamanho dos poros aumentam a capacidade de retenção de água, por outro, contribuem para uma maior erosividade do solo (LOWERY, 1996; DORAN e PARKIN, 1994).

Dentre os fatores que contribuem para a redução da porosidade total, destacam-se: (i) a pressão mecânica de máquinas agrícolas; (ii) a compressão do ar nos microporos durante os ciclos de contração e expansão; (iii) a força cinética das gotas de chuva e; (iv) o baixo conteúdo de matéria orgânica e nutrientes (ARAÚJO *et al.*, 2012).

No caso das coletas realizadas na área de borda da ARIE Mata de Santa Genebra, o menor valor de Porosidade total foi obtido na coleta 2 (estação chuvosa) da interface Estrada compactada e, o maior valor na coleta 1 (estação seca) da interface Testemunho, estes resultados podem estar relacionados, no primeiro caso, à pressão mecânica de veículos e/ou à força cinética das gotas de chuva, que podem ter contribuído para os valores médios de porosidade obtidos, no segundo caso o teor de matéria orgânica e nutrientes podem ter contribuído para os valores médios de porosidade do solo obtidos.

Não obstante, a interface Rural não foi a que apresentou os menores valores de porosidade total, tampouco os maiores valores médios de densidade do solo (tabela 10), sugerindo ação de algum mecanismo (natural ou mecanizado) de recuperação da estrutura do solo nessa área.

Um possível mecanismo de recuperação da estrutura do solo são os ciclos de contração e expansão que, ao promoverem a formação de fraturas, aumentam a capacidade de infiltração, criando caminhos menos resistentes ao crescimento de raízes (Gubiani *et al.*, 2015). Além disso, estudos realizados por Bavoso *et al.* (2012), comparando dois tipos de latossolo sob o mesmo regime de manejo, demonstraram que a recuperação estrutural promovida por estes ciclos foi mais acentuada no latossolo com elevado teor de argila, como o solo da interface Rural.

Tabela 13. Estatística descritiva para umidade do solo em amostras coletadas em setembro/2018 e fevereiro/2019 na Mata de Santa Genebra

Umidade gravimétrica do solo (%)							
Interface	Coleta	Média	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação	Mínimo	Mediana	Máximo
Urbana	set/18	18,92	1,92	0,10	16,61	18,20	21,69
	fev/19	26,63	4,14	0,16	19,45	28,31	31,02
Rural	set/18	53,17	13,64	0,26	36,80	52,55	72,14
	fev/19	26,84	2,30	0,09	24,21	26,30	30,67
Estrada compactada	set/18	15,02	1,01	0,07	13,67	14,84	16,73
	fev/19	24,02	1,38	0,06	22,01	24,10	25,94
Rodovia	set/18	18,26	3,89	0,21	13,40	18,74	24,53
	fev/19	20,75	2,10	0,10	18,77	20,08	23,86
Testemunho	set/18	20,67	0,43	0,02	20,19	20,78	21,03
	fev/19	24,22	0,46	0,02	23,75	24,23	24,67

A umidade gravimétrica do solo é definida como a massa de água contida em uma amostra de solo por sua massa seca. A sazonalidade interfere diretamente na disponibilidade e armazenamento de água no solo (STRECK *et al.*, 2004). Partindo da análise da Tabela 13, observa-se que os valores médios de umidade gravimétrica do solo aumentaram entre as coletas 1 e 2, efeito da sazonalidade, com exceção da interface Rural, que apresentou diminuição, provavelmente decorrente de algum tipo de manejo/irrigação realizada na estação seca (coleta 1).

O coeficiente de variação apresentou queda nas interfaces Rural, Estrada compactada e Rodovia, aumento na interface Urbana e o mesmo valor na Interface Testemunho. O mesmo comportamento foi observado no desvio padrão, concluindo que os resultados de umidade foram bastante variados entre as parcelas.

A umidade gravimétrica é um importante parâmetro do solo, porém não informa a disponibilidade de água ou a sua força de retenção, as quais dependem de outros parâmetros como a textura, o teor de matéria orgânica e o grau de agregação solo, que influenciam no fluxo da água da matriz para camadas mais profundas do perfil de solo – potencial matricial (Streck *et al.*, 2004). Assim, nem toda a água que chega ao solo infiltra, parte pode ser perdida por evapotranspiração e escoamento superficial.

Com exceção da interface Rural, na estação seca (coleta 1) a interface que apresentou a maior umidade gravitacional foi a Testemunho, que também havia apresentado a maior porosidade nesta estação. Aqui, fica evidente a influência que a cobertura vegetal exerce nos parâmetros físicos de qualidade do solo. Por outro lado, a interface que apresentou o menor valor médio de umidade na estação seca foi a Estrada compactada, sugerindo uma menor capacidade de retenção de água do solo dessa interface, característica provavelmente relacionada aos reduzidos teores de argila e matéria orgânica desse solo, associados à ausência de cobertura vegetal.

Tabela 14. Estatística descritiva para o pH em amostras coletadas em setembro/2018 e fevereiro/2019 na Mata de Santa Genebra

pH							
Interface	Coleta	Média	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação	Mínimo	Mediana	Máximo
Urbana	set/18	6,30	1,24	0,20	4,77	6,36	7,89
	fev/19	5,80	1,18	0,20	4,36	5,77	7,21
Rural	set/18	4,14	0,19	0,04	3,93	4,10	4,38
	fev/19	3,94	0,14	0,03	3,74	3,98	4,07
Estrada compactada	set/18	3,95	0,26	0,06	3,50	4,02	4,20
	fev/19	4,17	0,38	0,09	3,76	4,11	4,87
Rodovia	set/18	4,48	0,22	0,05	4,21	4,48	4,79
	fev/19	4,30	0,18	0,04	4,02	4,31	4,59
Testemunho	set/18	4,34	0,12	0,03	4,26	4,27	4,48
	fev/19	4,85	0,10	0,02	4,74	4,89	4,93

Considerado um bom indicador de qualidade química do solo (ACOSTA-MARTINEZ e TABATABAI, 2004), o pH controla a solubilidade de nutrientes, exercendo forte influência no desenvolvimento vegetal. Conforme, Gomes e Filizola (2006), solos ideais para cultivo devem apresentar pH entre 5,5 a 6,8.

No caso das amostras de solo da área de borda da ARIE Mata de Santa Genebra, os valores médios de pH nas diferentes interfaces variaram entre 3,94 a 6,3, sendo que tanto na estação seca, quanto na estação chuvosa, os valores médios de pH das interfaces Rural, Rodovia, Estrada compactada e Testemunho apresentaram-se fora do intervalo de valores ideais proposto por Gomes e Filizola (2006).

Em geral, os solos das interfaces da área de borda da ARIE Mata de Santa Genebra apresentaram-se com uma elevada acidez, condizente com o esperado para latossolos. Entretanto, com auxílio da tabela 14, observa-se ainda que os valores de pH apresentaram queda na coleta 2 (estação chuvosa) nas interfaces Urbana, Rural e Rodovia. Estes resultados podem estar relacionados aos efeitos das chuvas de verão, que aumentam a lixiviação das bases presentes nos solos, reduzindo os valores médios de pH (BRANDÃO e LIMA, 2002).

No entanto, em ambas as coletas o coeficiente de variação, apresentou valores baixos, com exceção da interface Urbana, apontando a existência de valores muito similares para o parâmetro pH. O mesmo foi observado no desvio padrão, indicando que os valores obtidos variaram próximos do valor da média.

Conforme Brady (1989), quando em condições muito ácidas, abaixo de 4,5, os solos apresentam maior dissolução de alguns elementos como Ferro, Alumínio e Manganês, em níveis tóxicos para algumas espécies vegetais. Dessa forma, a depender do uso priorizado e da estratégia de manejo proposta para o uso sustentável dos solos nessas interfaces, o pH constitui parâmetro de qualidade importante, a ser ajustado conforme o caso.

Tabela 15. Estatística descritiva para o ferro em amostras coletadas em setembro/2018 e fevereiro/2019 na Mata de Santa Genebra

Ferro (mg/L)							
Interface	Coleta	Média	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação	Mínimo	Mediana	Máximo
Urbana	set/18	529,44	105,23	0,20	418,33	526,67	651,67
	fev/19	420,51	34,63	0,08	384,62	423,08	461,54
Rural	set/18	987,78	224,70	0,23	585,00	1043,33	1251,67
	fev/19	1002,56	128,87	0,13	769,23	1007,69	1153,85
Estrada compactada	set/18	307,22	75,03	0,24	235,00	285,00	435,00
	fev/19	443,59	29,86	0,07	400,00	446,15	492,31
Rodovia	set/18	793,33	169,23	0,21	468,33	835,00	935,00
	fev/19	956,41	83,37	0,09	846,15	953,85	1061,54
Testemunho	set/18	1423,89	383,82	0,27	1001,67	1518,33	1751,67
	fev/19	1584,62	70,50	0,04	1523,08	1569,23	1661,54

A partir dos dados obtidos para o indicador Ferro, observou-se na Tabela 15 que a média dos resultados aumentou em todas as interfaces da coleta 1 para a coleta 2, com exceção da interface Urbana que apresentou diminuição. O coeficiente de variação e o desvio padrão diminuíram, apontando dados mais constantes na segunda coleta e próximos ao valor da média. Estes resultados podem, novamente, estar relacionados com elevada dissolução do Fe na estação chuvosa, dada a característica ácida dos solos nas interfaces da área de borda da ARIE Mata de Santa Genebra. Contudo, interessante observar que o comportamento da interface Urbana, a única a apresentar uma diminuição dos valores médios de Fe, pode estar relacionada à baixa cobertura vegetal, à textura (alto teor de areia) e, provavelmente, à alta declividade do solo nessa interface, que contribuem para carreamento superficial desse nutriente. Destaca-se, conforme descrição anteriormente realizada, que vêm sendo desenvolvidos estudos relacionados à erosão na interface Urbana.

Por fim, quando comparados com os valores de referência para micronutrientes do solo (IAC, 2019), em todas as interfaces observa-se que o valor médio do parâmetro Fe ultrapassou os limites da classe “ALTO”. Tais resultados sugerem que em uma eventual estratégia de manejo e recuperação de áreas degradadas, a depender da abordagem empregada, alguma estratégia de correção do solo deverá ser empregada.

Destaca-se que, normalmente, o Fe encontra-se mobilizado e pouco disponível para os vegetais, contudo em solos alagados a concentração disponível deste elemento pode aumentar significativamente, atingindo níveis de toxicidade para a maioria das plantas cultivadas ou nativas (AUDEBERT; FOFANA, 2009; SAHRAWAT, 2004; JUCOSKI *et al.* 2016).

Tabela 16. Estatística descritiva para o chumbo em amostras coletadas em setembro/2018 e fevereiro/2019 na Mata de Santa Genebra

Chumbo (mg/L)							
Interface	Coleta	Média	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação	Mínimo	Mediana	Máximo
Urbana	set/18	0,36	0,31	0,87	0,23	0,23	1,00
	fev/19	0,34	0,14	0,40	0,19	0,36	0,47
Rural	set/18	0,49	0,40	0,82	0,23	0,23	1,00
	fev/19	0,26	0,17	0,64	0,06	0,22	0,47
Estrada compactada	set/18	0,23	0,00	0,00	0,23	0,23	0,23
	fev/19	0,04	0,02	0,53	0,02	0,04	0,07
Rodovia	set/18	0,23	0,00	0,00	0,23	0,23	0,23
	fev/19	0,32	0,17	0,53	0,11	0,36	0,47
Testemunho	set/18	0,74	0,44	0,60	0,23	1,00	1,00
	fev/19	0,29	0,16	0,55	0,17	0,22	0,47

A partir da Tabela 16, observa-se que a média dos valores de concentração do Chumbo permaneceram praticamente constantes na interface Urbana. Entretanto, nas interfaces Rural, Estrada compactada e Testemunho observou-se uma redução no valor médio do parâmetro Pb, sendo que a redução na interface Estrada compactada foi mais acentuada. Na interface Rodovia o valor médio do parâmetro aumentou. No que diz respeito ao coeficiente de variação e ao desvio padrão, observou-se uma diminuição nas interfaces Urbana, Rural e Testemunho, apontando menor variação dos dados na segunda coleta; e um aumento nas interfaces Rodovia e Estrada compactada, indicando maior variação nos resultados obtidos.

Mesmo que em todas as interfaces os valores médios do parâmetro Pb não tenham ultrapassado os valores de referência para qualidade de solos (CETESB, 2005), as diferenças no comportamento das interfaces, quando são comparados os valores obtidos na coleta realizada na estação seca com os obtidos na coleta realizada na estação chuvosa, evidenciam características relevantes do solo das diferentes interfaces.

A redução no valor médio do parâmetro Pb na interface Estrada compactada pode estar relacionada a uma maior lixiviação desse contaminante para camadas mais profundas do solo e/ou carreamento superficial, com potencial contaminação difusa dos mananciais existentes nas adjacências. No caso da diminuição dos valores do parâmetro Pb na interface Testemunho, localizada no interior da ARIE Mata de Santa Genebra, embora a redução nos valores de Pb possa estar relacionada a uma absorção pela cobertura vegetal, a hipótese da lixiviação e/ou carregamento não está descartada, uma ameaça a esta UC que possui e visa preservar três nascentes que contribuem para a formação do Ribeirão Quilombo e Ribeirão das Pedras, bem como para o desenvolvimento da Bacia do Anhumas.

Conforme Turner e Maynard, (2003), o chumbo originado do tráfego rodoviário pode chegar aos solos de diferentes formas: após um evento de precipitação; por meio das águas de escoamento superficial e; via deposição atmosférica. Dessa forma, a depender da composição e das condições de saturação do solo, esse metal pesado pode alcançar as águas subterrâneas (BROSKA *et al.*, 2010)

Vale ressaltar que o solo possui uma grande capacidade de retenção de metais pesados, sendo que a retenção desses metais no solo pode se dar de diferentes formas, já que os argilominerais possuem sítios negativos onde os metais são adsorvidos por forças eletrostáticas (Matos *et al.*, 1996; DUARTE e PASQUAL, 2000). Nesse contexto, entende-se que o aumento dos valores do parâmetro Pb na interface Rodovia pode, de alguma forma, estar relacionado à maior poluição atmosférica nessa área que, ao sofrer as influências da estação chuvosa, tende a aumentar a deposição desse metal pesado no solo.

Tabela 17. Estatística descritiva para o manganês em amostras coletadas em setembro/2018 e fevereiro/2019 na Mata de Santa Genebra

Manganês (mg/L)							
Interface	Coleta	Média	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação	Mínimo	Mediana	Máximo
Urbana	set/18	1,54	0,44	0,28	1,06	1,53	2,19
	fev/19	1,51	0,25	0,17	1,22	1,43	1,94
Rural	set/18	1,83	0,25	0,14	1,53	1,81	2,19
	fev/19	3,20	1,62	0,51	1,70	3,08	5,07
Estrada compactada	set/18	1,34	0,98	0,73	0,21	1,25	3,04
	fev/19	1,32	0,45	0,34	0,86	1,31	1,82
Rodovia	set/18	3,12	1,28	0,41	1,53	3,04	5,02
	fev/19	3,51	0,86	0,25	2,54	3,36	4,89
Testemunho	set/18	3,54	0,81	0,23	2,66	3,70	4,26
	fev/19	4,15	0,76	0,18	3,33	4,29	4,83

O manganês (Mn) é um micronutriente essencial ao desenvolvimento vegetal, contudo, em solos ácidos podem apresentar-se em elevada concentração, provocando toxicidade às plantas e animais. Segundo Chaves e Farias (2009), o aumento anormal das concentrações desse micronutriente pode estar associado: (i) à deposição atmosférica; (ii) à aplicação de fertilizantes e/ou corretivos nos solos; (iii) à utilização de agrotóxicos; (iv) à elevada concentração desse mineral na água de irrigação; (v) além da deposição de resíduos sólidos orgânicos e inorgânicos. Ressalta-se que, o aproveitamento agrícola dos resíduos da agroindústria sucroalcooleira, tanto no caso dos efluentes líquidos, principalmente a vinhaça, como também dos sólidos, como a torta de filtro, podem elevar significativamente os teores de cobre (Cu) e Mn.

Por outro lado, a contaminação de mananciais com elevadas concentrações de Mn e a ingestão crônica desse mineral pelo homem pode desencadear um quadro de neurotoxicidade conhecido por manganismo. Assim, a poluição dos sistemas aquáticos por este mineral, que naturalmente deveria se apresentar em concentrações muito baixas, é reconhecidamente um fator de degradação que ameaça à saúde humana e o meio ambiente (NASCIMENTO e GONZALEZ, 2018)

Analisando a Tabela 17, verifica-se que os valores médios obtidos para o parâmetro Manganês foram praticamente constantes nas interfaces Urbana, Estrada compactada e Rodovia. Já nas interfaces Testemunho e Rural ocorreu aumento dos valores médios obtidos e, conseqüentemente, os dados eram menos

constantes quando analisado o valor de coeficiente de variação destas interfaces. Contrariamente as interfaces Urbana, Estrada compactada e Rodovia, apresentaram diminuição no coeficiente de variação e desvio padrão, apontando valores mais constantes e mais próximos da média.

Embora, no caso da elevação do parâmetro Mn da coleta 2, a influência do sistema de cultivo utilizado na interface Rural não possa ser descartada, quando comparados com os valores de referência para micronutrientes do solo (IAC, 2019), os valores médios obtidos para o parâmetro na interface enquadravam-se na classe média, como esperado em solos como o que predominam na ARIE Mata de Santa Genebra – Latossolo Roxo, Latossolo Vermelho e Glei pouco húmico (MORELLATO e LEITÃO FILHO, 1995).

Além disso, tanto na interface Rural quanto na interface Testemunho, os solos apresentam textura argilosa. Tais características podem estar relacionadas aos valores médios mais elevados de Mn nessas interfaces. Conforme Cassol *et al.* (2018), uma característica dos Latossolos que pode interferir nas concentrações de Mn é sua textura quase sempre argilosa ou muito argilosa (IAC, 2018), de forma que, os solos mais argilosos tendem a apresentar maiores teores de Mn (MOREIRA *et al.*, 2006).

Tabela 18. Estatística descritiva para o cobre em amostras coletadas em setembro/2018 e fevereiro/2019 na Mata de Santa Genebra

Cobre (mg/L)							
Interface	Coleta	Média	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação	Mínimo	Mediana	Máximo
Urbana	set/18	0,32	0,05	0,16	0,25	0,35	0,35
	fev/19	0,24	0,06	0,26	0,14	0,26	0,30
Rural	set/18	1,70	0,66	0,39	1,15	1,45	2,75
	fev/19	1,09	0,06	0,05	1,00	1,08	1,16
Estrada compactada	set/18	0,43	0,08	0,17	0,35	0,45	0,55
	fev/19	0,11	0,05	0,39	0,06	0,14	0,14
Rodovia	set/18	0,57	0,08	0,13	0,45	0,55	0,65
	fev/19	0,49	0,04	0,09	0,45	0,49	0,53
Testemunho	set/18	1,42	0,25	0,18	1,15	1,45	1,65
	fev/19	0,82	0,05	0,06	0,77	0,84	0,84

O cobre é um micronutriente essencial para as plantas, mas em elevadas concentrações também apresenta toxicidade. Conforme, Andrezza *et al.* (2013), o teor natural de cobre em solos é muito variável, dependendo da rocha matriz e da

intensidade dos processos de formação do solo. Além disso, os teores de cobre no solo são influenciados, pelo pH, textura, composição mineral (conteúdo e tipos de argilas e de óxidos de Fe, Al e Mn), quantidade e tipo de componentes orgânicos no solo e na solução, presença de outros metais pesados, temperatura do solo, conteúdo de água e outros fatores.

Conforme Tabela 18, os valores médios de cobre no solo da área de borda da ARIE Mata de Santa Genebra apresentaram uma queda na coleta realizada na estação chuvosa. O desvio padrão apresentou diminuição também quando comparados os resultados das coletas 1 e 2, apontando melhor variação em torno da média dos resultados. Quando analisada os valores referência de qualidade para metais pesados no solo (CETESB, 2005), nota-se que nenhuma interface apresentou valores significativos de Cu, sugerindo que nas interfaces analisadas não há indícios de degradação dos solos por elevada concentração desse metal pesado.

Os gráficos 5 a 13 foram construídos a fim de se avaliar a dispersão, assimetria e comportamento dos dados após o descarte dos valores amostrais discrepantes. A ideia aqui foi confrontar os resultados e discussões realizados com base apenas na análise da estatística descritiva. E, complementando esta análise, foi realizado o teste Mood de mediana. Com este teste foi possível identificar a existência de diferenças significativas entre as medianas das interfaces.

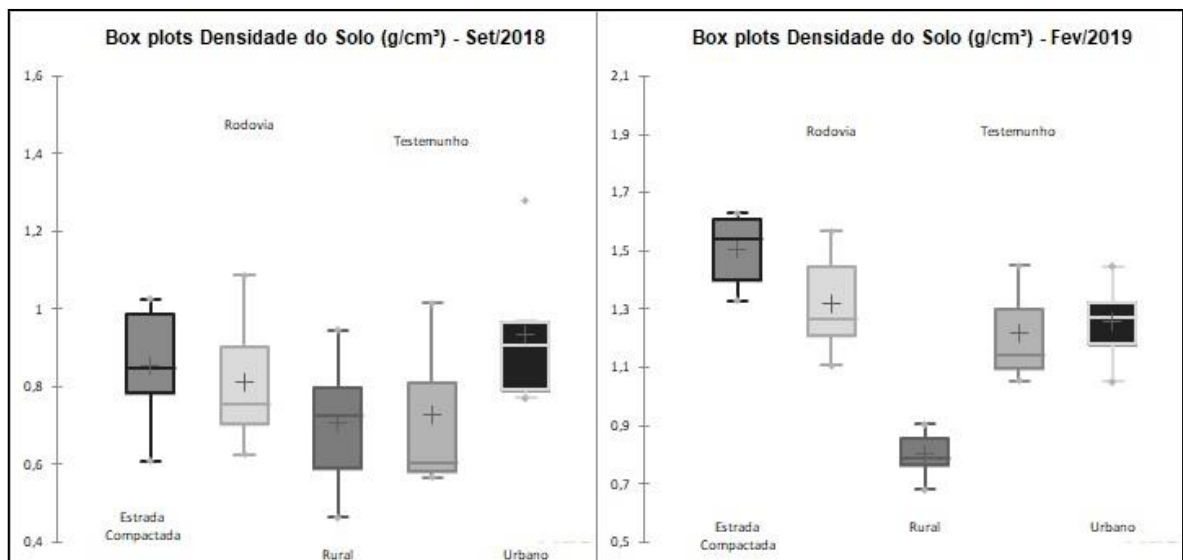
Ao analisar o Gráfico 5, observa-se que, de modo geral, na coleta realizada na estação seca os dados de densidade do solo estavam mais dispersos em todas as interfaces analisadas, sendo a interface Urbana a que apresentou a menor dispersão. Em relação à simetria dos dados na coleta realizada na estação seca, observa-se que nas interfaces Estrada compactada, Rodovia e Testemunho os dados apresentaram uma assimetria positiva, significando que a maior parte das amostras se aproximaram do valor mais baixo de densidade do solo, enquanto pequena parcela se aproximou do valor mais alto.

Na coleta realizada na estação chuvosa, em todas as interfaces os dados de densidade de solo apresentaram menor dispersão. Contudo, em todas as interfaces os dados apresentaram assimetria, sendo que as interfaces Rodovia, Rural e Testemunho apresentaram assimetria positiva, enquanto as interfaces Estrada compactada e Urbana apresentaram assimetria negativa.

Considerando-se a dispersão e a assimetria dos dados na coleta 1 (estação seca), entende-se que a mediana (calculada sem a influência dos valores discrepantes: linha no centro das caixas) é a medida de tendência central mais adequada para representar a realidade no campo. Nota-se que apenas a interface Rural apresentou dados com valores discrepantes, que foram desconsiderados no cálculo de mediana. Dessa forma, pode-se afirmar que, em geral, os valores de densidade do solo foram observados nas interfaces Urbana e Estrada compactada, sendo que a interface Testemunho apresentou o menor valor.

Na estação chuvosa (coleta 2) observou-se um aumento nos valores medianos de densidade em todas as interfaces, corroborando as constatações anteriores de que as chuvas podem ter influenciado na suscetibilidade à compactação dos solos, sendo o solo da interface Estrada compactada o mais vulnerável.

Gráfico 5. Gráfico Boxplot de Densidade do Solo para as coletas (set/2018 e fev/2019).

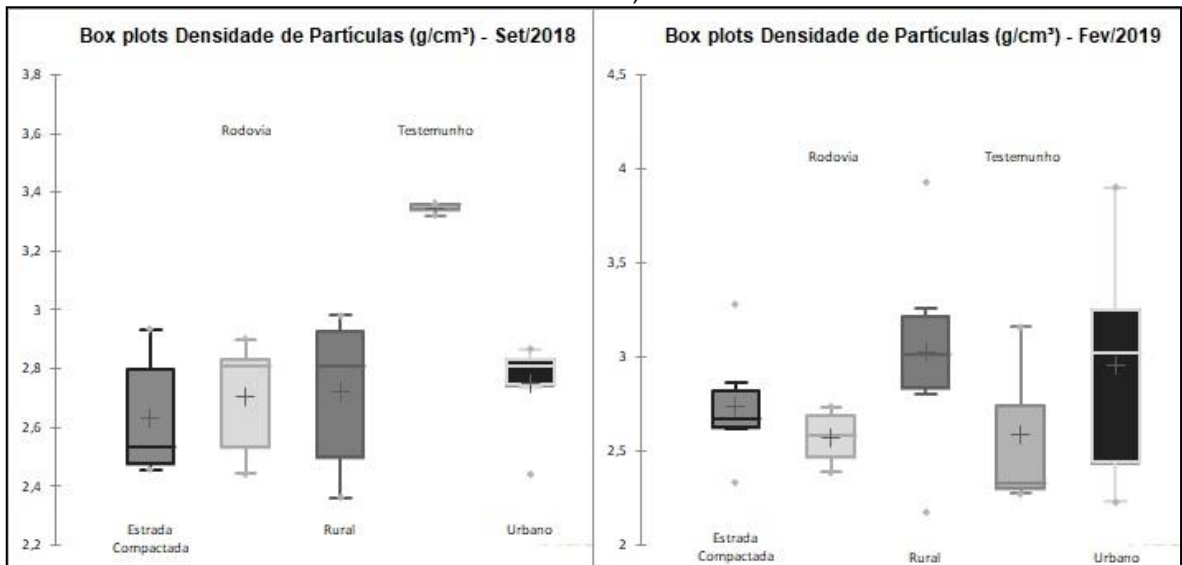


Conforme Gráfico 6, relativo aos dados de densidade de partículas, observa-se que os dados variaram significativamente em relação à dispersão e simetria, de uma interface para outra. Na coleta realizada na estação seca os dados das interfaces Estrada compactada, Rodovia e Rural apresentaram maior dispersão e, dentre eles, os das interfaces Rodovia e Rural apresentaram assimetria negativa, enquanto os da interface Estrada compactada apresentaram assimetria positiva (media mais próxima do primeiro quartil).

Os dados das interfaces Testemunho e Urbana apresentaram uma assimetria quase nula, indicando valores de densidade de partículas muito próximos entre si, de forma que até mesmo a média é uma medida de tendência central adequada para representar a realidade no campo. Contudo, a dispersão dos dados nas interfaces Estrada compactada, Rodovia e Rural, assim, novamente, a média é a medida de tendência central mais apropriada neste caso.

Por fim, pode-se observar que após a retirada dos valores discrepantes (outliers), as medianas apresentaram comportamento similar ao verificado com a análise da estatística descritiva, com as interfaces Urbana, Rural e Estrada compactada apresentando uma elevação nos valores relativos à densidade de partícula. Vale ressaltar que, o principal uso do parâmetro densidade de partículas refere-se à estimativa da porosidade total que, neste caso, pôde ser realizada a partir de dados com boa representatividade da realidade no campo.

Gráfico 6. Gráfico Boxplot de Densidade de Partículas para ambas as coletas (set/2018 e fev/2019).

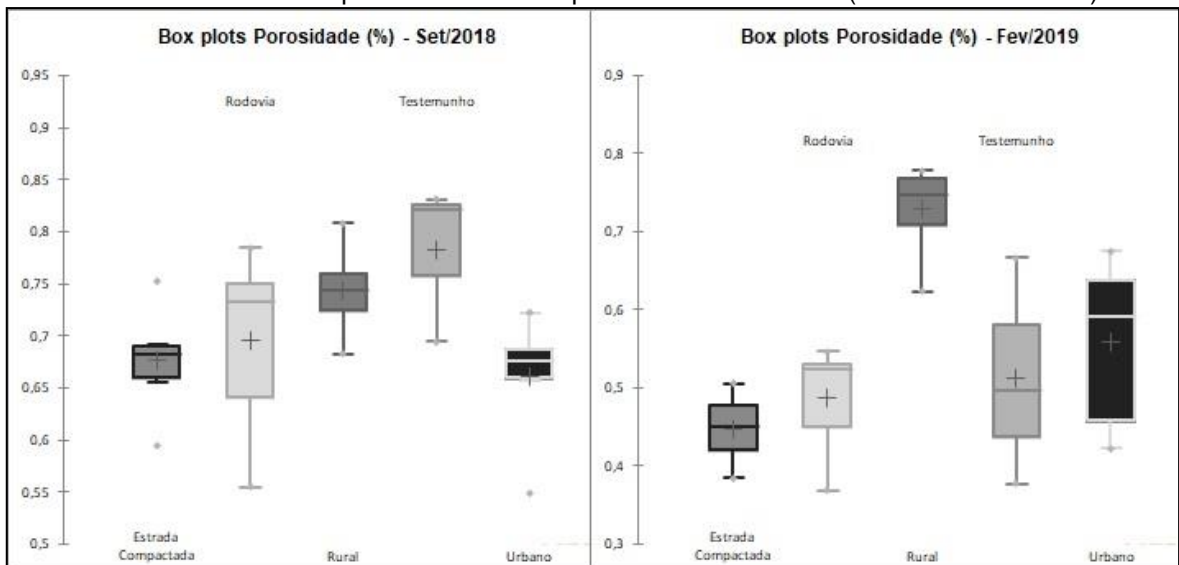


Como se pode observar com o Gráfico 7, relativo à porosidade total do solo, na coleta 1, realizada na estação seca, os valores de porosidade total apresentaram uma dispersão menor do que as verificadas nos parâmetros anteriores, com exceção da interface Rodovia. Na coleta realizada na estação chuvosa, as interfaces que apresentaram a maior dispersão de dados foram a Testemunho e a Urbana. Contudo, nestas mesmas interfaces, não foram observados pontos discrepantes, com os dados da interface Testemunho

apresentando assimetria positiva (maior parte dos dados próxima dos menores valores), enquanto os dados da interface Rural apresentaram assimetria negativa (maior parte dos dados próxima aos maiores valores).

Contudo, observa-se que em todas as interfaces as medianas apresentaram queda nos valores na estação chuvosa. Tais resultados confirmam as tendências verificadas com a análise da estatística descritiva.

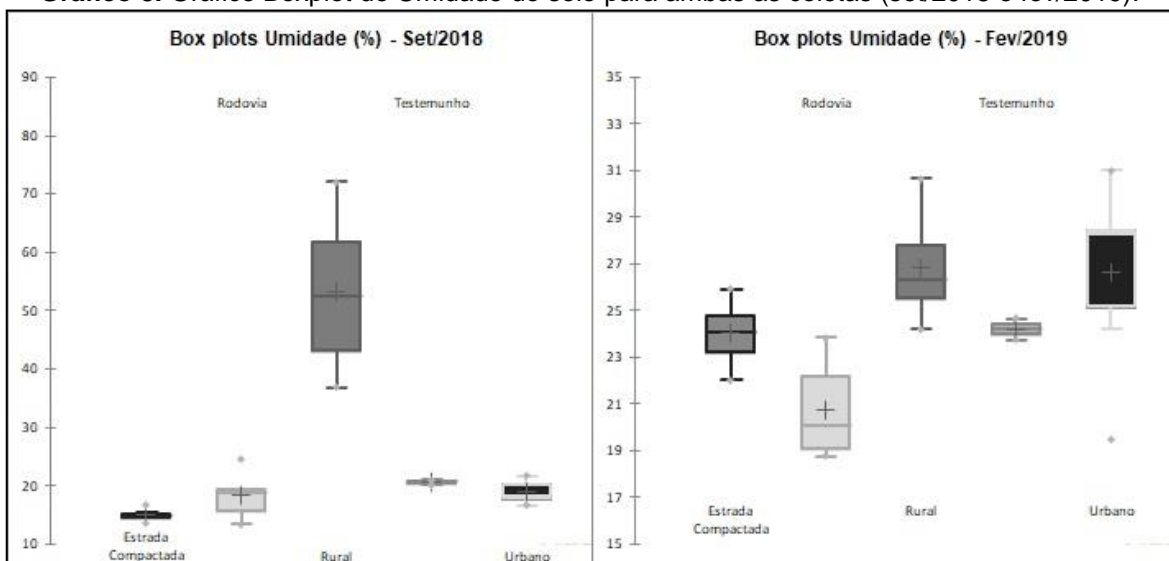
Gráfico 7. Gráfico Boxplot de Porosidade para ambas as coletas (set/2018 e fev/2019).



De acordo com o Gráfico 8, observa-se que, em geral, os valores de umidade gravitacional apresentaram pouca dispersão nas duas coletas realizadas. A maior dispersão foi observada nos valores da interface Rural na coleta 1, realizada na estação seca. Contudo, os dados apresentaram-se bastante simétricos, de forma que o valor médio das medições é bastante representativo da realidade no campo.

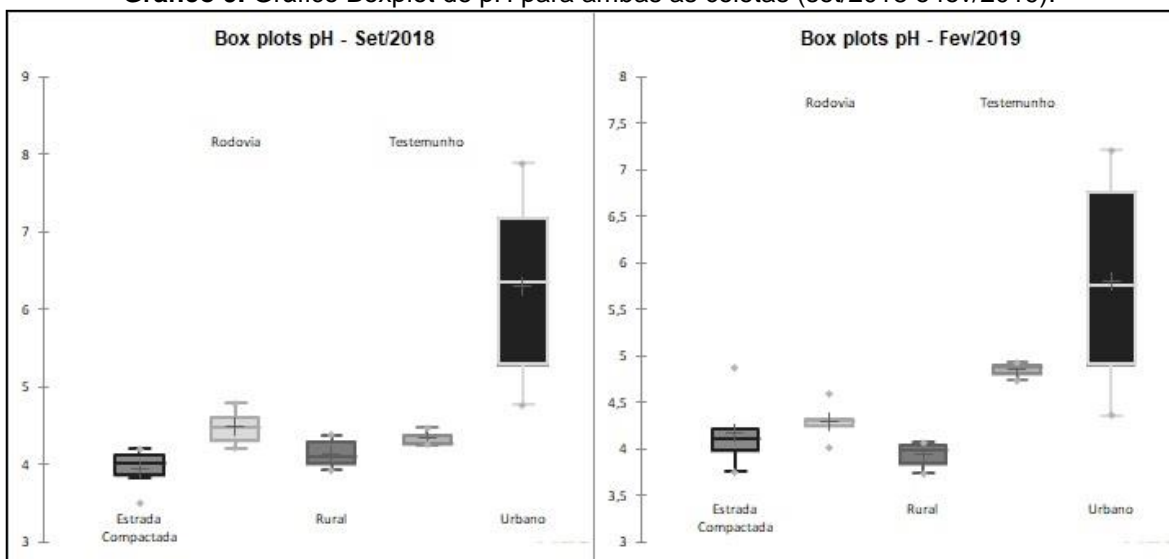
Por outro lado, observa-se que os valores do parâmetro para a mesma interface apresentaram dispersão similar àquelas apresentadas pelos valores das outras interfaces, reafirmando a tendência de queda nos valores da umidade gravitacional dessa interface na estação chuvosa (coleta 2). A tendência de queda, portanto, não foi influenciada por valores discrepantes ou erros de medição, estando, provavelmente, associada a alguma prática de irrigação realizada antes da coleta 1 na estação seca.

Gráfico 8. Gráfico Boxplot de Umidade do solo para ambas as coletas (set/2018 e fev/2019).



Conforme gráfico 9, observa-se que, em geral, os valores obtidos para o parâmetro pH apresentaram baixíssima dispersão nas duas coletas, com exceção da interface Urbana. Esta interface, apresentou considerável dispersão nos valores de pH obtidos nas duas coletas, entretanto, a análise do comportamento da mediana desses valores confirma as impressões anteriores, obtidas com a estatística descritiva.

Gráfico 9. Gráfico Boxplot de pH para ambas as coletas (set/2018 e fev/2019).

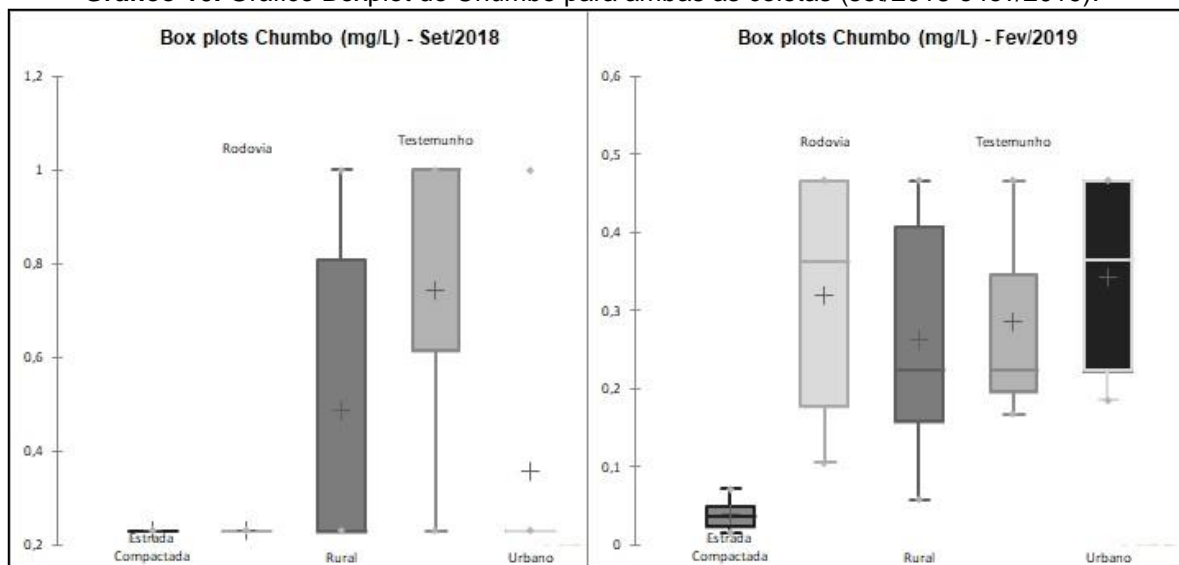


Conforme Gráfico 10, observa-se que os valores obtidos nas coletas para o parâmetro Pb variaram muito em dispersão e simetria, numa mesma coleta e, também, entre as coletas. A aparente constância, sugerida pela análise dos valores médios do parâmetro na interface Urbana desaparece, tornando evidente,

pela análise da mediana, a queda nos valores desse parâmetro na coleta realizada na estação chuvosa. Resultado mais alinhado às observações de campo e às características dessa interface, que está sob influência do entorno urbanizado, além de possuir elevado potencial de carreamento superficial desse contaminante, sinalizado pela tendência à erosão verificada em campo.

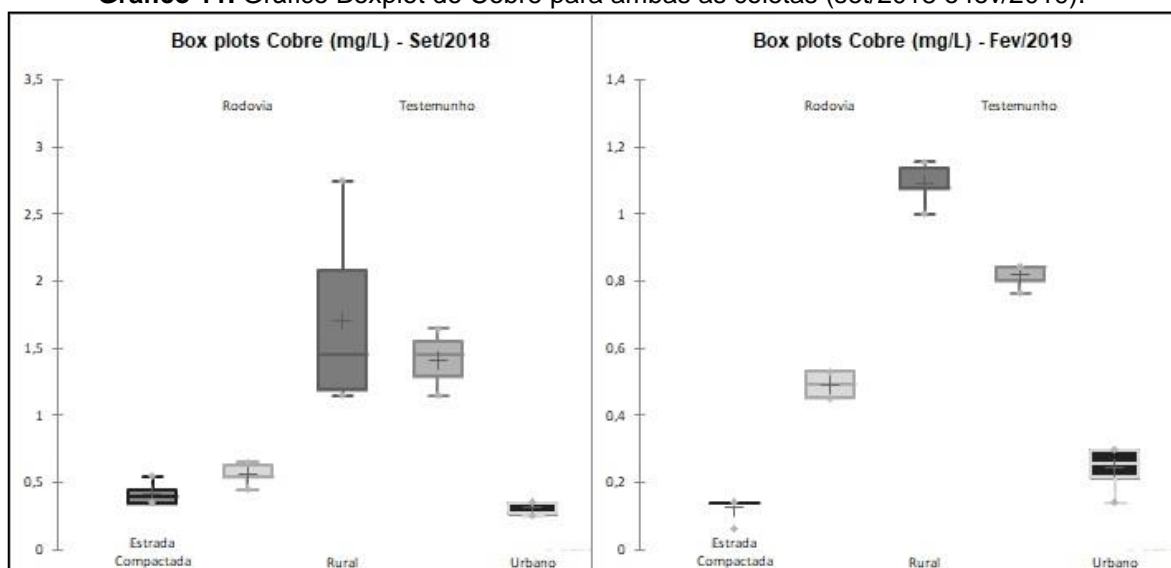
No mais, os resultados obtidos com a construção do gráfico 10 estão de acordo com as constatações da estatística descritiva, com as interfaces Estrada compactada e Testemunho apresentando uma tendência de diminuição dos valores de Pb na estação chuvosa, enquanto a interface Rodovia demonstra contrária.

Gráfico 10. Gráfico Boxplot do Chumbo para ambas as coletas (set/2018 e fev/2019).



Conforme se pode observar no Gráfico 11, em geral, os valores do parâmetro Cobre (Cu) apresentaram baixa dispersão, em todas as coletas e em todas as interfaces, com exceção dos valores da interface Rural, obtidos na coleta 1, na estação seca, que apresentaram relativa dispersão. Contudo, é também possível observar que esse mesmo conjunto de dados apresentou uma assimetria positiva, o que significa dizer que a maior parte dos dados se encontra próxima dos menores valores. Resultados que corroboram as discussões realizadas anteriormente com base na estatística descritiva e análise dos valores médios.

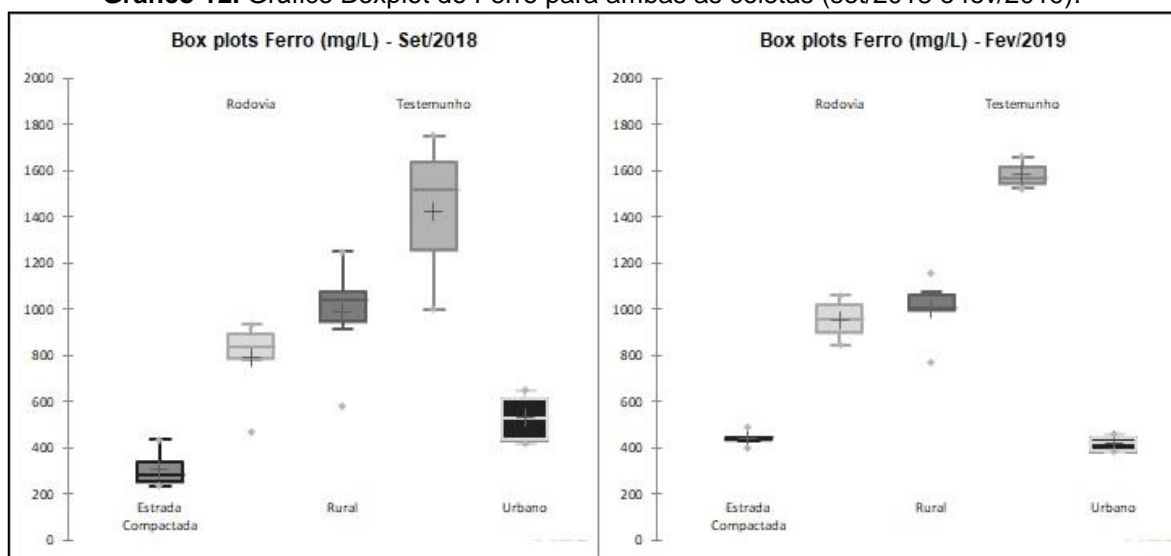
Gráfico 11. Gráfico Boxplot do Cobre para ambas as coletas (set/2018 e fev/2019).



De acordo com o Gráfico 12, observa-se que em geral os dados relativos ao parâmetro ferro em todas as coletas apresentaram baixíssima dispersão, sendo que em todas as interfaces foi observada uma elevação dos valores das medianas, com exceção da interface Urbana, confirmando as constatações realizadas com a estatística descritiva. Interessante ressaltar que, da mesma forma que o verificado com as análises de estatística descritiva, a interface Rural foi a que sofreu a menor elevação, provavelmente, por se tratar de solo sob influência do cultivo de cana-de-açúcar.

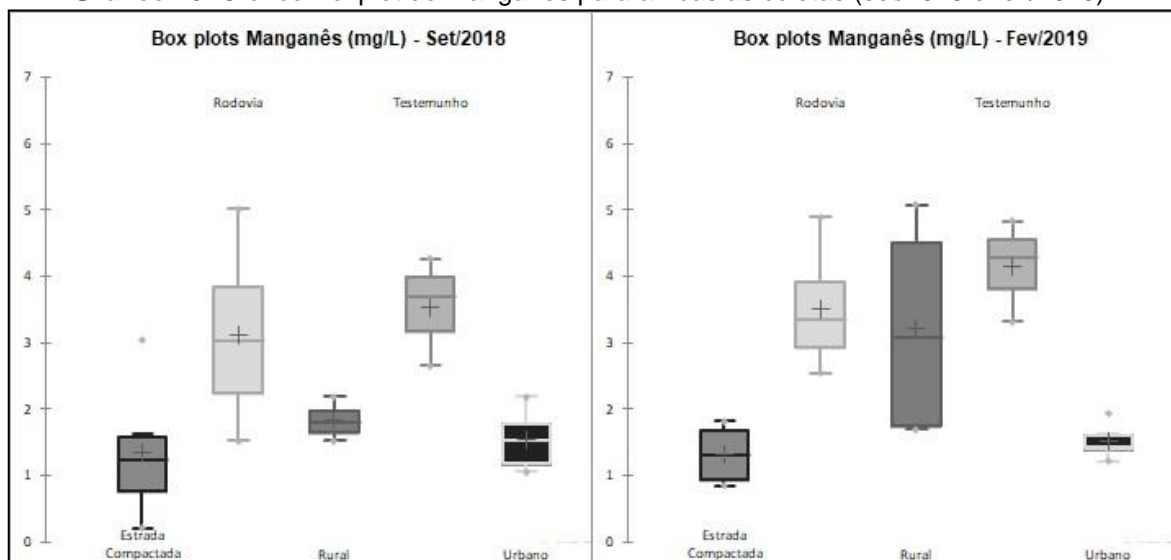
Conforme Oliveira *et al.* (2007) por produzir grande quantidade de massa, a cana-de-açúcar extrai do solo e acumula em suas partes aéreas grande quantidade de nutrientes. No caso dos micronutrientes Ferro, Manganês e Cobre, para cada 120 toneladas de matéria natural por hectares, são acumulados, aproximadamente 8,0; 3,0 e 0,4 kg, respectivamente.

Gráfico 12. Gráfico Boxplot do Ferro para ambas as coletas (set/2018 e fev/2019).



Com auxílio do Gráfico 13, observa-se que a mediana dos valores do parâmetro Mn repetiu o comportamento observado pela análise dos valores médios, em todas as interfaces, corroborando as discussões apresentadas anteriormente.

Gráfico 13. Gráfico Boxplot do Manganês para ambas as coletas (set/2018 e fev/2019).



Na Tabela 19 foram apresentados os resultados do teste Mood para os dados da primeira coleta (setembro/2018). Nesta tabela foi possível observar que os indicadores densidade do solo, densidade de partículas e porosidade não apresentaram diferenças estatísticas entre as interfaces, uma vez que o valor-p é maior que 0,05 (valores em destaque com asterisco na tabela). Assim, no caso dos parâmetros estruturais, na coleta realizada na estação seca, não foram observadas diferenças significativas. Contudo, para os parâmetros Umidade e pH, verificou-se valores p menores que 0,05, apontando para diferenças significativas entre as interfaces avaliadas.

A análise conjunta desses resultados parciais sugere que, muito embora os solos das interfaces apresentem parâmetros estruturais bastantes semelhantes entre si, fatores como, as práticas de manejo, a composição mineral, e provavelmente, o teor de matéria orgânica nos solos, podem estar colaborando para os valores mais elevados de umidade gravimétrica nas interfaces Rural e Testemunho, que apresentaram maiores valores de umidade na estação seca (coleta 1).

Não obstante, as interfaces Rural e Urbana são as que apresentam os solos com maior teor de argilas. A capacidade que os solos argilosos têm de manter a umidade, descrita na literatura (SILVA *et al.*, 2002; SUZUKI *et al.*, 2008), justifica os resultados obtidos no presente estudo. Por outro lado, a maior retenção de água na estação seca em sistemas de cultivo de cana-de açúcar, quando comparados com solos cobertos por vegetação nativa é também descrita em Silva e Cabeda (2006), com destaque para os sistemas irrigado e sequeiro. Com relação ao pH, observa-se que a interface Urbana já na estação seca apresenta valores de pH que se diferenciam das demais interfaces.

Tabela 19. Avaliação das diferenças entre as medianas para os indicadores Densidade do Solo e Partículas, Porosidade, Umidade e pH para coleta 1 (set/2018).

Interface	Densidade Solo	Dens. Partículas	Porosidade	Umidade	pH
	g/cm ³		%		
Estrada compactada	0,85	2,53	68,25	14,83	4,02
Rodovia	0,75	2,80	73,24	18,74	4,48
Rural	0,72	2,81	74,42	52,55	4,10
Testemunho	0,60	3,36	82,08	20,78	4,27
Urbana	0,90	2,80	67,57	18,20	6,36
Valor-p	0,56*	0,37*	0,06*	0,00	0,00

Com relação aos metais e micronutrientes da primeira coleta, observa-se na Tabela 19 que apenas o metal Chumbo não apresentou diferenças estatísticas entre as medianas das interfaces. O Cobre, Ferro e manganês apresentaram valor-p menor que 0,05, confirmando a probabilidade de, estatisticamente, as medianas serem diferentes.

Tabela 20. Avaliação das diferenças entre as medianas para os metais Chumbo e Cobre e micronutrientes Ferro e Manganês para coleta 1 (set/2018).

Interface	Chumbo	Cobre	Ferro	Manganês
			mg/L	
Estrada compactada	0,23	0,40	2,90	1,24
Rodovia	0,23	0,55	11466,30	3,03
Rural	0,23	1,45	874,70	1,81
Testemunho	1,0	1,45	1349,70	3,70
Urbana	0,23	0,35	358,00	1,53
Valor-p	0,08*	0,00	0,00	0,03

Os resultados do teste Mood dos dados da segunda coleta estão apresentados nas Tabelas 20 e 21. Com auxílio da Tabela 20, observa-se que entre os parâmetros Densidade do solo, Densidade de partículas, Porosidade, Umidade gravimétrica e pH, o único parâmetro que não apresentou diferenças estatísticas significativas foi a Densidade de partículas.

Considerando-se que, densidade do solo, porosidade e umidade, são parâmetros alteráveis pelo tipo de manejo (DURAN e PARKIN, 1994), entende-se que no caso da área de borda da ARIE Mata de Santa Genebra tais parâmetros, e ainda a umidade e o pH, funcionam como indicadores capazes de explicitar a relação entre o uso e ocupação e a degradação da qualidade do solo, por meio de comportamento diferenciado nas interfaces na estação chuvosa.

Com auxílio da Tabela 21, observa-se que apenas o parâmetro Chumbo não apresenta diferenças significativas entre as medianas das interfaces na estação chuvosa, comportamento similar ao identificado na Tabela 19, referente à estação seca. Tais resultados sugerem que no caso da área de borda da ARIE Mata de Santa Genebra, com exceção do parâmetro Chumbo, todos os metais e micronutrientes avaliados funcionam como indicadores capazes de explicitar a relação entre o uso e ocupação do solo e a degradação da qualidade do solo, por meio de comportamento diferenciados nas interfaces, tanto na estação seca, quando na estação chuvosa.

Tabela 21. Avaliação das diferenças entre as medianas para os indicadores Densidade do Solo e Partículas, Porosidade, Umidade e pH para coleta 2 (fev/2019).

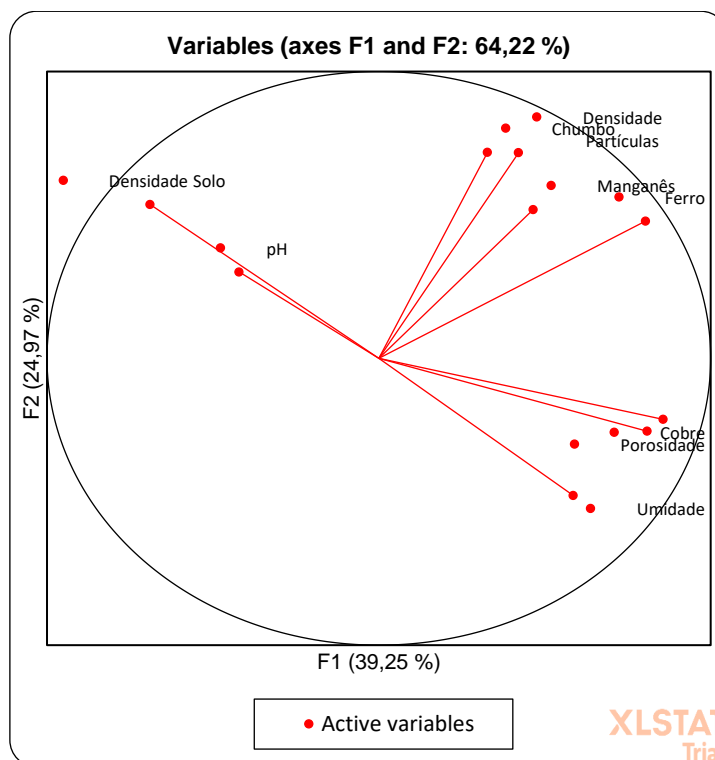
Interface	Densidade Solo	Dens. Partículas	Porosidade	Umidade	pH
	g/cm ³		%		
Estrada compactada	1,54	2,67	44,99	24,10	4,11
Rodovia	1,26	2,58	52,44	20,08	4,30
Rural	0,79	3,01	74,65	26,30	3,98
Testemunho	1,14	2,32	49,67	24,23	4,89
Urbana	1,27	3,02	59,13	28,31	5,77
Valor-p	0,01	0,137*	0,01	0,05	0,00

Tabela 22. Avaliação das diferenças entre as medianas para os metais Chumbo e Cobre e micronutrientes Ferro e Manganês para coleta 2 (fev/2019).

Interface	Chumbo	Cobre	Ferro	Manganês
	mg/L			
Estrada compactada	0,037	0,14	446,15	1,30
Rodovia	0,36	0,49	953,85	3,36
Rural	0,22	1,08	1007,70	3,08
Testemunho	0,22	0,84	1569,23	4,29
Urbana	0,36	0,26	423,08	1,42
Valor-p	0,11*	0,00	0,00	0,00

A fim de se identificar quais são os principais parâmetros para as análises realizadas e, de que forma estes se agruparam foi realizada a Análise das Componentes Principais (PCA), utilizando os valores individuais para cada parcela de monitoramento. Após avaliar as componentes dos dados da primeira coleta, os resultados mostraram que, juntas, estas descrevem 64,22% dos dados obtidos, sendo representada pela componente 1 (F1) 39,25% e pela componente 2 (F2) 24,97%. Esses dados podem ser melhores observados nos Gráficos 14.

Gráfico 14. Resultados da Análise das Componentes Principais (PCA) coleta 1 (set/2018)

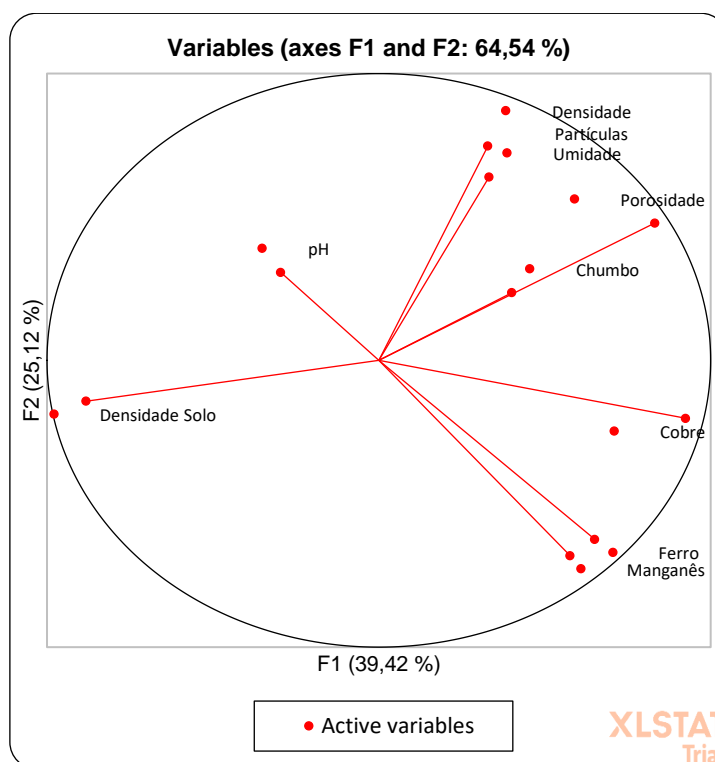


A partir deste Gráfico foi possível observar que os parâmetros Densidade do solo e pH são positivamente relacionados entre si, o que significa dizer que amostras com alta densidade tendem a apresentar maior acidez. Ao mesmo tempo, esses parâmetros são negativamente relacionados com os demais parâmetros, principalmente com o Cobre, a Porosidade total e a Umidade gravitacional.

Além disso, os parâmetros Porosidade total, Cobre e Ferro possuem grande carga fatorial positiva na componente 1. Já os parâmetros Densidade de partícula e Chumbo possuem grande carga fatorial positiva na componente 2. Contudo, os parâmetros mais adequados para explicar o comportamento do conjunto de variáveis na coleta 1 realizada na estação seca são: Ferro e Manganês.

Da mesma forma, os dados obtidos na segunda coleta foram submetidos à análise similar, e após avaliar suas componentes, os resultados apontaram que estas componentes corresponderam a 64,54% dos dados, sendo representada pela componente 1 (F1) 39,42% e pela componente 2 (F2) 25,12%. Os dados podem ser observados no Gráfico 15.

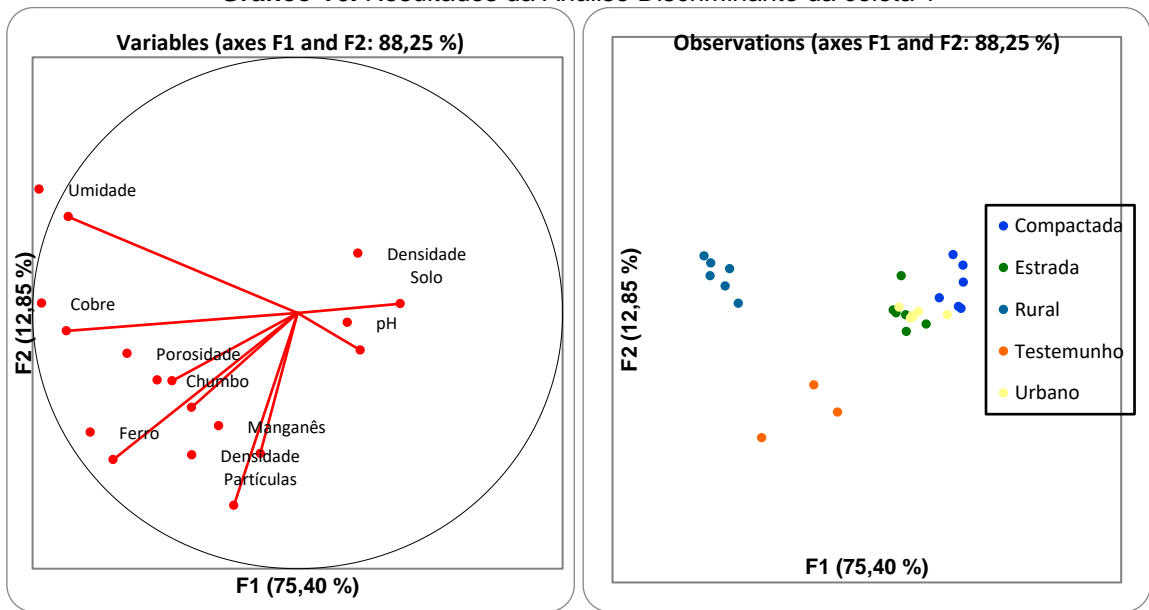
Gráfico 15. Resultados da Análise das Componentes Principais (PCA) coleta 2 (fev/2019)



Assim, é possível observar que os parâmetros Cobre e Porosidade possuem grande carga fatorial positiva na componente 1, enquanto a Densidade de partículas e a Umidade gravimétrica possui grande carga positiva na componente 2. Contudo, os parâmetros mais adequados para explicar o comportamento do conjunto de variáveis na coleta 2 realizada na estação chuvosa foi a Porosidade.

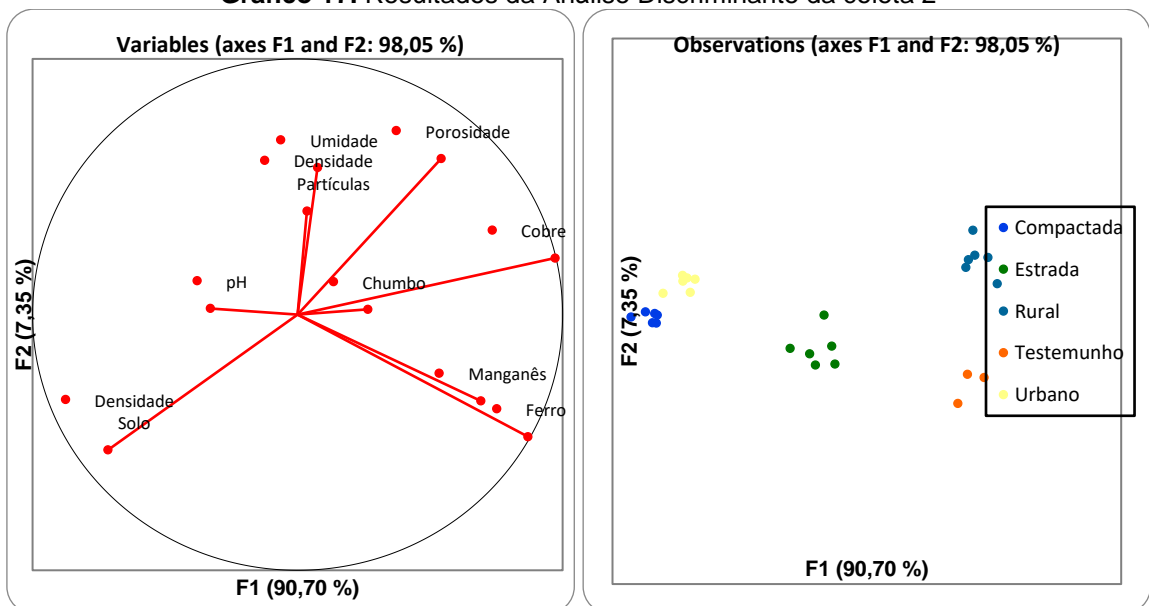
Os Gráficos 16 e 17, discriminam os valores dos parâmetros obtidos em cada coleta, em classes com características de comportamento semelhantes. Por meio deles é possível identificar os parâmetros que mais influenciaram o comportamento das interfaces. Dessa forma, conforme Gráfico 16, observa-se que, na coleta 1 (estação seca), a umidade foi o parâmetro que mais influenciou o comportamento da interface Rural, enquanto que a densidade do solo exerceu maior influência no comportamento da interface Estrada compactada. A interface Rodovia foi influenciada tanto pela densidade do solo quanto pelo pH, que também é o principal responsável pelo comportamento da interface Urbana. Por fim, a interface Testemunho foi influenciada por um conjunto maior de parâmetros, com destaque para o Ferro, Densidade de partículas e Manganês.

Gráfico 16. Resultados da Análise Discriminante da coleta 1



Por fim, por meio do Gráfico 17, observa-se que, na coleta 2 (estação chuvosa), o parâmetro pH exerceu significativa influência no comportamento da interface Urbana. No caso da interface Estrada compactada, a densidade do solo é representativa do comportamento dessa interface. O comportamento da interface Testemunho é, novamente, influenciado pelos parâmetros Ferro e Manganês, que também influenciaram o comportamento da interface Rodovia. Ademais, o comportamento da interface Rural foi significativamente influenciado pelo parâmetro Cobre.

Gráfico 17. Resultados da Análise Discriminante da coleta 2



6. CONCLUSÃO

O presente estudo teve como objetivo principal avaliar degradação ambiental na área de borda da ARIE Mata de Santa Genebra, por meio de um conjunto específico de parâmetros físico-químicos de qualidade de solo.

A análise dos resultados obtidos demonstrou que, com exceção dos parâmetros Densidade de Partículas e Chumbo, os parâmetros de qualidade do solo selecionados foram capazes de explicitar relações relevantes entre as atividades antrópicas e o uso e ocupação do solo no entorno na ARIE.

Especificamente, a Densidade do solo, a Porosidade, a Umidade gravimétrica e o pH constituem indicadores capazes de explicitar a relação entre o uso e ocupação e a degradação da qualidade do solo na área de borda da ARIE Mata de Santa Genebra, por meio do comportamento diferenciado nas interfaces, em função da estação chuvosa. Dentre os aspectos de degradação sinalizados destacam-se: a menor resiliência aos ciclos de compactação e expansão e a maior vulnerabilidade à compactação.

Por suas vezes, os parâmetros Cobre, Ferro e Manganês explicitam a relação entre o uso e ocupação e a degradação da qualidade do solo na área de borda da ARIE Mata de Santa Genebra, por meio do comportamento diferenciado nas interfaces, tanto na estação seca quanto na estação chuvosa. Dentre os aspectos de degradação sinalizados, destacam-se maior vulnerabilidade à poluição de mananciais e sistemas aquáticos devido à lixiviação e/ou carreamento superficial desses metais/nutrientes.

São, portanto, as características relevantes da área de borda da ARIE Mata de Santa Genebra:

- A vulnerabilidade da interface Estrada compactada a processos erosivos e de lixiviação e/ou carreamento superficial de contaminantes, além da maior suscetibilidade à compactação, sendo a Densidade do solo o parâmetro mais representativo do comportamento dessa interface;
- A maior tendência à acidez na estação chuvosa da interface Urbana, sendo o pH o parâmetro mais representativo do comportamento dessa interface;

- A maior capacidade de retenção de água da interface Rural, durante a estação seca, sendo que o parâmetro cobre é também representativo do comportamento dessa interface na estação chuvosa;
- Os riscos relacionados à deposição atmosférica do chumbo no solo dessa interface, que tende a elevar as concentrações desse metal pesado no solo na estação chuvosa.

Acrescenta-se ainda que, mesmo o solo da parcela Testemunho, que possui cobertura vegetal nativa, apresentou maior tendência à elevação nos teores de Ferro e Manganês na estação chuvosa, com queda nos valores de Chumbo na mesma estação, aspectos que podem estar relacionados a uma vulnerabilidade dessa interface à contaminação de água subterrânea por metais pesados e/ou poluição de mananciais adjacentes por excesso de micronutrientes, com influências que podem ultrapassar os limites da ARIE.

Contudo, importante ressaltar a importância do uso de medidas de posição e variação relativa na análise dos dados, com ênfase na construção dos gráficos Boxplot e a análise Mood, que, ao corrigirem interpretações realizadas apenas com base na estatística descritiva, forneceram um meio complementar para desenvolver uma melhor perspectiva dos dados, permitindo a discussão com base valores de parâmetros mais representativos da realidade de campo.

Dessa forma, entende-se que a hipótese formulada no presente estudo foi aceita, sendo que os parâmetros selecionados apresentaram bom desempenho como indicadores de degradação ambiental da área de borda da ARIE, sendo o Ferro e o Manganês os indicadores de degradação mais adequados para análises na estação seca, enquanto a Porosidade é mais representativa de degradação na estação chuvosa.

Sugere-se, portanto, a realização de estudos complementares que incorporem outros parâmetros de qualidade dos meios físico (de água e atmosférica), biológico e antrópico, além da análise da variabilidade geoespacial desses parâmetros. Destaca-se, ainda a relevância estratégica do planejamento do uso e ocupação do entorno de fragmentos florestais urbanos, bem como a adoção de medidas de manejo e recuperação adequadas ao uso sustentável dessas áreas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACOSTA-MARTINEZ, V.; TABATABAI M. A. Enzyme activities in a limed agricultural soil. *Biology and Fertility of Soils*, v.31, n.1, p.85-91, 2004.
- ANDREAZZA, R. *et al.* Biorremediação de áreas contaminadas com cobre. *Revista de Ciências Agrárias*, v. 36, n.2, p. 127-136, 2013.
- ALEIXO, A.; VIELLIARD, J. M. E. Composição e dinâmica da Avifauna da Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, n. 3, p. 493–511, 1995.
- ALEXANDRE, J. R. *et al.* Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo. **Natureza on line**, v. 10, n. 1, p. 23–28, 2012.
- ALMEIDA, A. M. R.; ZEM, L. M.; BIONDI, D. Relação observada pelos moradores da cidade de Curitiba-PR entre a fauna e árvores frutíferas. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, v. 1, n. 4(1), p. 3-20, 2009.
- ALMEIDA, A. M. R. **A paisagem do Parque Tingui – Curitiba - PR - e a presença de capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*, Linnaeus, 1766)** [dissertação]. Curitiba (PR): Universidade Federal do Paraná, Curitiba; 2012.
- ARAÚJO, E. A. *et al.* Qualidade dos solos: conceitos, indicadores e avaliação. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, v.5, n.1, p. 187-206, 2012.
- ARAÚJO, A. D. *et al.* AVALIAÇÃO GEOQUÍMICA AMBIENTAL DO GARIMPO AREINHA: ESTUDO DA CONCENTRAÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DE METAIS PESADOS NOS SEDIMENTOS E OS DANOS À SAÚDE HUMANA. **Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde**, v. 13, n. 26, p. 98–113, 2017.
- ASSMANN, B. R.; CAPELLESSO, E. S.; DARIVA, G. Efeito de borda na concentração de alumínio e chumbo em líquens em área Urbana, Rural e industrial. **Carderno Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 10, n. 6, p. 22–36, 2017.
- AUDEBERT, A.; FOFANA, M. Rice yield gap due to iron toxicity in West Africa. **Journal of Agronomy and Crop Science**, v. 195, p. 66-76, 2009
- BARROS, F. A. DE. **Efeito De Borda Em Fragmentos De Floresta Montana, Nova Friburgo–Rj.** [s.l.] Universidade Federal Fluminense, 2006.
- Bavoso M. A. *et al.* Resiliência física de dois Latossolos Vermelhos sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.36, n.1, p.1892-1904, 2012.

- BEATTIE, R. E. *et al.* Quantitative analysis of the extent of heavy-metal contamination in soils near Picher, Oklahoma, within the Tar Creek Superfund Site. **Chemosphere**, v. 172, p. 89–95, 2017.
- BIONDI, C. M. **Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do estado de pernambuco**. [s.l.] Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2010.
- BLAIR, R. B. Birds and butterflies along an urban gradient: Surrogate taxa for assessing biodiversity? **Ecological Applications**, 1999.
- BLUMENFELD, E. C. *et al.* Relações entre o tipo de vizinhança e efeitos de borda em fragmento florestal. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 4, p. 1301–13016, 2016.
- BONFANTTI, D. *et al.* Butterflies's richness in two urban parks in Curitiba, Parana, Brazil. **Biota Neotropica**, 2011.
- BRADY, P. V.; WALTHER, J. V. Controls on silicate dissolution rates in neutral and basic pH solutions at 25°C. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, 1989.
- BRADY, N. C. (1989). **Natureza e propriedade dos solos**. Trad. Antônio B. Neiva Figueiredo F-. 7- ed. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. Freitas Bastos. 878p.
- BRANDÃO, S. L.; LIMA, S. C. pH e condutividade elétrica em solução de solo, em áreas de pinus e cerrado na Chapada, em Uberlândia (MG). **Caminhos de Geografia**, v.3, n.6, p.46-56, 2002.
- BRITO, F. **Corredores Ecológicos: uma estratégia integradora na gestão de ecossistemas**. 2ª ed. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2012.
- BROWN, K. S.; FREITAS, A. V. L. Butterfly communities of urban forest fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: Structure, instability, environmental correlates, and conservation. **Journal of Insect Conservation**, 2002.
- BROWN, S.D. Chemical systems under indirect observation: Latent properties and chemometrics. *Appl. Spectrosc.*, Baltimore, v.49, n.12, p.14A-31A, 1995.
- BROSKA, C. Z. *et al.* Chumbo em solos às margens de estradas na região metropolitana de Curitiba, Rev. Acad., Ciênc. Agrár. Ambient., v. 8, n1, p. 47-53, 2010.
- BRUN, F.; LINK, D.; BRUN, E. O emprego da arborização na manutenção da biodiversidade de fauna em áreas Urbanas. **Revista Brasileira de Arborização Urbana**, v. 2, n. 1, p. 117–127, 2007.

CAMPOS, J. O. *et al.* Análise e Propagação Dos Efeitos De Borda No Parque Estadual Mata Do Pau - Ferro, Areia - Pb. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 12, n. 2, p. 21–36, 2018.

CARVALHO, F. A. *et al.* **A importância dos remanescentes florestais da mata da baixada costeira fluminense para a conservação da biodiversidade na APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado/IBAMA - RJ.** IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. **Anais...2004**

CARVALHO, J. DA SI. *et al.* Avaliação de Conforto Térmico Urbana, com base em dados de temperatura - Um estudo de caso na cidade de Manaus. **Revista Scientia Amazonia**, v. 3, n. 1, p. 65–74, 2014.

CASSOL, C. J. *et al.* Determinação de manganês disponível em solos de referência da mesorregião oeste do Paraná. **Revista online de extensão e cultura - Realização**, v.5, n9, p. 21-27, 2018.

CHAVES, H. M. L.; SANTOS, L. B. DOS. Ocupação do solo, fragmentação da paisagem e qualidade da água em uma pequena bacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 922–930, 2009.

CISOTTO, M. F.; VITTE, A. C. A NATUREZA E A PRODUÇÃO DO ESPAÇO URBANA : O. **Revista de Geografia**, v. 31, n. 3, p. 211–229, 2014.

CLAESSEN, M. E. C. *et al.* **Manual de Métodos de Análise do Solo.** 2ª ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997.

CLARK *et al.* Are Plant Populations Seed Limited? A Critique and Meta-Analysis of Seed Addition Experiments. **The American Naturalist**, 2017.

CORRÊA, R. S.; SILVA, R. V. BAIA. Ocupação Urbana e degradação ambiental: ocupação, simbolismo e cidadania ambiental no bairro do Paraíso, Mosqueiro - PA. **Revista Perspectivas do Desenvolvimento**, v. 3, n. 04, p. 1–25, 2015.

DALMAGO, G. A. *et al.* Retenção e disponibilidade de água às plantas, em solo sob plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. suppl, p. 855–864, 2009.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, 2002.

DE MARIA, I.C.; CASTRO, O.M.; SOUZA DIAS, H. Atributos físicos do solo e crescimento radicular de soja em Latossolo Roxo sob diferentes métodos de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 23:703-709, 1999.

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. **Defining and assessing soil quality**. In: DORAN, J.W. & COEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F & STEWART, B.A., eds. *Defining soil quality for sustainable environment*. Madison, Soil Science Society of America, 1994. p.3-21. (SSSA Special Publication, 35)

DORIGO, T.; FERREIRA, A. P. Contribuições da Percepção Ambiental de Frequentadores Sobre Praças e Parques no Brasil (2009-2013): Revisão Bibliográfica. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 4, n. 3, p. 31–45, 2015.

DUARTE, R. P.S. PASQUAL, A. Avaliação do cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Níquel (Ni) e zinco (Zn) em solos, plantas e cabelos humanos. **Energia na agricultura**, v.15, n.1, p. 46-58.

ETTO, T. L. *et al.* Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na bacia hidrográfica do Ribeirão das Pedras - Campinas -SP. **Revista Árvore**, v. 37, n. 6, p. 1063–1071, 2013.

FENGLER, F. H. *et al.* Qualidade ambiental dos fragmentos florestais na Bacia Hidrográfica do Rio Jundiá-Mirim entre 1972 e 2013. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 4, p. 402–408, 2015.

FERREIRA, I. C. D. M. **Associações entre solos e remanescentes de vegetação nativa em Campinas, SP**. [s.l.] Instituto Agrônomo, 2007.

FERREIRA, M. M. C. Multivariate QSAR. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 13, n. 6, p. 742–753, 2002.

FLOWERS, M. D.; LAL, R. Axle load and tillage effects on soil physical properties and soybean grain yield on a mollic ochraqualf in northwest Ohio. **Soil & Tillage Research**, v.48, p.21-35, 1998.

FUTADA, S. DE M. **Fragmentos remanescentes da bacia do Ribeirão das Anhumas (Campinas-SP): evolução e contexto**. [s.l.] Universidade Estadual de Campinas, 2007.

GARCIA, J. M. *et al.* Uso de fotografias hemisféricas para avaliação da qualidade ambiental na mata de santa genebra, campinas-sp, brasil. **Ciencia Florestal**, v. 28, n. 1, p. 175–190, 2018.

- GLEI, D. *et al.* Geração de Drenagem Ácida e de Contaminação por Metais Pesados em Perfis de Solos Construídos em Área de Mineração de Carvão. n. 2, p. 1821–1834, 2015.
- GONÇALVES JR., A. C. *et al.* Teores de nutrientes e metais pesados em plantas de estragão submetidas a diferentes fertilizações. **Revista Ciência Agronômica**, v. 46, n. 2, p. 233–240, 2015.
- GOMES, M. A. F.; FILIZOLA, H. F. **Indicadores físicos e químicos de qualidade de solo de interesse agrícola** - Dados eletrônicos - Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 8p, 2006. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/recursos/Gomes_Filizola_indicadoresID-u1keja1HAN.pdf> .Acesso em janeiro de 2019.
- GUARATINI, M. T. G. *et al.* Composição florística da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 2, p. 323–337, 2008.
- GUBIANI, P. I. *et al.* Relação entre densidade do solo e conteúdo de água em repetidos ciclos de contração e expansão em um latossolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.39, n.1, p. 100-108, 2015.
- GUIRAO, C.; FILHO, J. T. Preservação de um Fragmento Florestal Urbana - Estudo de Caso : a ARIE Mata De Santa Genebra. **GeoUSP - Espaço e Tempo**, v. 29, p. 147–158, 2011.
- HA, H. *et al.* Analysis of heavy metal sources in soil using kriging interpolation on principal components. **Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 9, p. 4999–5007, 2014.
- HARDY, P. B.; DENNIS, R. L. H. The impact of urban development on butterflies within a city region. **Biodiversity and Conservation**, 1999.
- HARRISON, S., MURPHY, D. D. & EHRLICH, P. R. Distribution of the Bay Chekerpot Butterfly *Euphydryas editha bayensis*: evidence for a metapopulation model. **The American Naturalist**, v. 132, n. 3, p.360-382, 1988.
- HONGYU, K.; SANDANIELO, V. L. M.; OLIVEIRA JUNIOR, G. J. de. Análise de componentes principais: resumo teórico, aplicação e interpretação. **Engineering and Science**, v. 1, n. 5, p. 83-90, 2015.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Sinopse do Censo Demográfico 2010**. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=8>>. Acesso em 12 abr. 2019.

JUCOSKI, G. O. *et al.* Excesso de ferro sobre o crescimento e a composição mineral em *Eugenia uniflora* L. **Revista Ciência Agronômica**, v.47, n. 4, p. 720-728, 2016.

Kiehl, E. J. **Manual de edafologia**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979. 262p.

LEMES, R. *et al.* Borboletas de áreas verdes Urbanas de Santa Maria, sul do Brasil (Lepidoptera: Papilionoidea). **Revista de Lepidopterologia**, v. 43, n. 169, p. 95–111, 2015.

LIMA-RIBEIRO, M. S. Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil. **Revista Acta Botânica Brasilica**, v. 22, n.2, p. 535-545, 2008.

LOWERY, B. **Soil water parameters and soil quality**. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (Eds.). *Methods for assessing soil quality*. Madison: Soil Science Society of America, 1996. Cap.8, p.143-155.

LEMES, R.; RITTER, C. D.; MORAIS, A. B. B. DE. Borboletas (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea) visitantes florais no Jardim Botânico da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil. **Biotemas**, 2013.

LINDENMAIER, D. D. S.; PENNA E SOUZA, B. S. Aspectos ecológicos e fitogeográficos de remanescentes florestais na paisagem Urbana de Cachoeira do Sul / RS Ecological and phytogeographical aspects of forest remnants in. **Ciência e Natura**, v. 35, n. 2, p. 215–225, 2013.

LOBATO, G. DE J. M. *et al.* Condições térmico-hídricas e percepções de conforto ambiental em quintais Urbanas de Abaetetuba, Pará, Brasil. **Revista Ra'e Ga**, v. 38, p. 243–266, 2016.

LONDE, P. R.; MENDES, P. C. A Influência das Áreas Verdes na Qualidade de Vida Urbana. **Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde**, v. 10, n. 18, p. 264–272, 2014.

MAINIERI, P. P. DE S. **Contribuição para o Projeto Urbana Anhumas Campinas/SP**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2008.

MALEKI, A.; ZARASVAND, M. A. Heavy metals in selected edible vegetables and estimation of their daily intake in Sanandaj, Iran. **Southeast Asian Journal of Tropical Medicine and Public Health**, v. 39, n. 2, p. 335–340, 2008.

MASSOLI, J. E. V.; STATELLA, T.; SANTOS, V. S. Estimativa da fragmentação florestal na microbacia sepotubinha, Nova Marilândia - MT, entre os anos de 1990 e 2014. **Caminhos de Geografia**, v. 17, n. 60, p. 48–60, 2016.

MATTOS, S. H. Perspectivas do cultivo de plantas medicinais para a fitoterapia no Estado do Ceará. **Horticultura Brasileira**, v. 18, p. 45-46, 2000.

MATOS, A.T., *et al.* Mobilidade e formas de retenção de metais pesados em latossolo vermelho-amarelo. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v.20, p.379-86, 1996.

MCKINNEY, M. L. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. **Urban Ecosystems**, 2008.

MERCADO CÁRDENAS, A.; BUDDLE, C. M. Introduced and native ground beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) along a successional gradient in an urban landscape. **Journal of Insect Conservation**, 2009.

MORELLATO, P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. **Ecologia e preservação de uma floresta tropical Urbana: Reserva de Santa Genebra, São Paulo, 1995**. Ed. Da UNICAMP, 1995.

MOREIRA, S. G. *et al.* Formas químicas, disponibilidade de manganês e produtividade de soja em solos sob semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v, 30, n.1, 121-136, 2006

MOTA, M. T. DA *et al.* Categorização da infraestrutura verde do município de Sorocaba (SP) para criação de um sistema municipal integrando espaços livres e áreas protegidas. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, v. 1, n. 41, p. 122–140, 2016.

MUÑOZ, A. M. M.; FREITAS, S. R. DE. Importância dos Serviços Ecossistêmicos nas Cidades: Revisão das Publicações de 2003 a 2015. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 6, n. 2, p. 89–104, 2017.

MURCIA, C. **Edge effects in fragmented forests: implications for conservation***Trends in Ecology & Evolution*, 1995.

NASCIMENTO, A. L. *et al.* Teores de metais pesados no solo e em girassol adubado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 294–300, 2014.

NETO, J. V.; SANTOS, C. B. dos; TORRES, E. M.; ESTRELA, C. Boxplot: um recurso gráfico para a análise e interpretação de dados quantitativos. **Revista Brasileira de Odontologia Central**, v. 26, n.76, p. 1-6, 2017

NUCCI, J. C. **Qualidade Ambiental E Adensamento Urbana**. 2ª ed. Curitiba: [s.n.].

OLIVATO, D.; JUNIOR, H. G. Unidades de Conservação: Conservando a vida, os bens e os serviços ambientais. In: **São Paulo: WWF-Brasil**. São Paulo: [s.n.]. p. 23.

OLIVEIRA, A. P. G. *et al.* Uso de geotecnologias para o estabelecimento de áreas para corredores de biodiversidade. **Revista Árvore**, v. 39, n. 4, p. 595–602, 2015.

OLIVEIRA, M. W. *et al.* Nutrição mineral e adubação da cana-de-açúcar. **Informe Agropecuário**, v.28, n.239, p. 30-43, 2007.

PAULA, I. F. M. DE; FERREIRA, C. DE C. M. Análise dos espaços de uso público da cidade de juiz de fora (mg) com base no conceito de áreas verdes. **Revista Caminhos de Geografia**, v. 15, n. 49, p. 160–174, 2014.

PIASENTIN, F. B.; GÓIS, S. L. Conservação de remanescentes florestais no Brasil: considerações sobre os principais instrumentos de gestão ambiental. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 36, p. 115–134, 2016.

RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. DE. Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de Políticas Públicas. In: **Fragmentação de Ecossistemas**. Ministério ed. Brasília: [s.n.]. p. 100.

RIBEIRO, K. D. *et al.* Propriedades físicas do solo, influenciadas pela distribuição de poros, de seis classes de solos da região de Lavras-MG. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 31, n. 4, p. 1167–1175, 2007.

RIBEIRO, S.; MARQUES, J. C. B. Características da paisagem e sua relação concorrência de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940; Primates Atelidae) em fragmentos florestais no vale do Taquari, RS. **Natureza e Conservação**, v.3, n.2, p.65-78, 2005.

RODRIGUES, F. R.; LOPES, E. R. DO N.; LOURENÇO, R. W. Análise Integral dos impactos Urbanas em áreas verdes: uma abordagem em Sorocaba, Brasil. **RA'E GA - O Espaço Geografico em Analise**, v. 46, n. 2, p. 135–151, 2019.

RUSZCZYK, A.; SILVA, C. F. Butterflies select microhabitats on building walls. **Landscape and Urban Planning**, 1997.

SAITO, N. S. *et al.* Geotecnologia e Ecologia da Paisagem no Monitoramento da Fragmentação Florestal. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 201–210, fev. 2016.

SALLES, M. C. T.; GRIGIO, A. M.; SILVA, M. R. F. DA. Expansão Urbana e o conflito ambiental: uma descrição da problemática do município de Mossoró, RN - Brasil. **Sociedade & Natureza**, v. 25, n. 2, p. 281–290, 2013.

SILVA, A. J. N.; CABEDA, M. S. V. Compactação e Compressibilidade do solo sob sistemas de manejo e níveis de umidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n.6, p. 921-930, 2006.

SILVA, V.R.; REINERT, D.J; REICHERT, J.M. Fatores controladores da compressibilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico arênico e de um Latossolo Vermelho distrófico típico. II – Grau de saturação em água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, n.9-15, 2002.

STRECK, C. *et al.* Modificações em propriedades físicas com a compactação do solo causada pelo tráfego induzido de um trator em plantio direto. **Ciência Rural**, v.34, n.4, p. 755-760.

SAMPAIO, R. C. N. **Efeito de borda em um fragmento de floresta estacional semidecidual no interior do estado de São Paulo**. [s.l.] Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2011.

SANTOS, R. D. DOS *et al.* **Manual de Descrição e Coleta de Solo no Campo**. 5ª ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005.

SANTOS, B. W. C. dos; *et al.* Análise discriminante das características físicas e químicas de frutos de pupunha (*Bactris gasipaes* Kunth) do alto Rio Madeira, Rondônia, Brasil. **Científica**, v. 45, n. 2, p. 154-161, 2017.

SÃO PAULO. **Ministério do Meio Ambiente**. Unidades de Conservação: conservando a vida, os bens e os serviços ambientais. São Paulo, 2008.

SAHRAWAT, K. L. Iron toxicity in wetland rice and the role of other nutrients. **Journal Plant Nutrition**, v. 27, p. 1471-1504, 2004

SERRÃO, S. M. **Para Além dos Domínios da Mata: uma discussão sobre o processo de preservação da Reserva da Mata de Santa Genebra, Campinas SP**. [s.l.] Univerisdade Estadual de Campinas, 2002.

SHARMA, S.; NAGPAL, A. K.; KAUR, I. Heavy metal contamination in soil, food crops and associated health risks for residents of Ropar wetland, Punjab, India and its environs. **Food Chemistry**, v. 255, n. November 2017, p. 15–22, 2018.

- SOARES, G. R., OLIVEIRA, A. A. P. & SILVA, A. R. M. Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) de um parque Urbana em Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 4, 2012.
- SODHI, N. S. *et al.* **Southeast Asian biodiversity: An impending disaster** *Trends in Ecology and Evolution*, 2004.
- SOUSA, J. C. L. DE. **Geografia da saúde : Indicadores de saúde e aspectos socioambientais na qualidade de vida de três comunidades quilombolas da Serra do Espinhaço.** [s.l.] Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, 2014.
- SOUZA, M. C. DA C.; AMORIM, M. C. C. T. Qualidade ambiental em Áreas Verdes Públicas na periferia de Presidente Prudente (SP): os exemplos dos bairros Humberto Salvador e Morada do Sol. **Revista Caminhos de Geografia**, v. 17, n. 57, p. 59–73, 2016.
- SUZUKI, L. E. A. S. *et al.* Estimativa da Susceptibilidade à compactação e do suporte de carga do solo com base em propriedades físicas de solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n.3, p. 963-973, 2008
- TSUTIYA, M. T. Metais pesados: o principal fator limitante para o uso agrícola de biossólidos das estações de tratamento de esgotos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 140, p. 753–761, 2015.
- TURER, D.; MAYNARD, J. B. Heavy metal contamination in highway soils. Comparison of Corpus Christi, TX and Cincinnati, OH shows organic matter is key to mobility. **Clean Technology and Environmental Policy**, v. 4, n.1, p. 235-245, 2003.
- VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da Vegetação Brasileira Adaptada a um Sistema Universal.** [s.l.: s.n.].
- VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25–42, 1998.
- VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J.; MARTINEZ, J. L. A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 4, n. único, parte 2, p.400-407, 1992.
- VIEZZER, J. *et al.* O Benefício Microclimático Proporcionado Pela Praça Alfredo Andersen Na Cidade De Curitiba-Pr. **Ciência e Natura**, v. 37, n. 0, p. 138–143, 2015.

VITTE, A. C.; CISOTTO, M. F.; VILELA FILHO, L. R. A urbanização e a incorporação das várzeas ao espaço Urbana de Campinas (SP), Brasil. **Revista Geografar**, v. 5, n. 1, p. 105–132, 2010.

YANG, Q. *et al.* A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 642, p. 690–700, 2018.