

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO**  
**FACULDADE DE FILOSOFIA, LETRAS E CIÊNCIAS HUMANAS**  
**DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA**

VITOR ALVES ALMEIDA

**Propriedades do Solo e Elementos Potencialmente Tóxicos em Hortas Urbanas de  
São Mateus (SP): Implicações para o Uso Agrícola**

Soil Properties and Potentially Toxic Elements in Urban Gardens of São Mateus (SP):  
Implications for Agricultural Use

São Paulo

2025

VITOR ALVES ALMEIDA

**Propriedades do Solo e Elementos Potencialmente Tóxicos em Hortas Urbanas de São Mateus (SP): Implicações para o Uso Agrícola**

Trabalho de Graduação Individual (TGI) apresentado ao Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Bacharel em Geografia.

Área de Concentração: Pedologia

Orientador: Prof. Dr. Hermano Melo Queiroz

Coorientador: Prof. Dr. Alexandre Muselli Barbosa

São Paulo

2025

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a todos que contribuíram para a realização deste trabalho. Ao meu orientador, Professor Hermano, por sua incrível orientação acadêmica e pessoal. À Professora Paula Juliasz, que sempre demonstrou confiança no meu trabalho e me apoiou durante toda a minha formação.

Minha gratidão ao meu coorientador, Alexandre, e a todos os que, no Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), incentivaram-me e acreditaram na importância deste projeto. Meu obrigado especial à minha orientadora de estágio Camila, e também a Larissa, Fábio, Lourdes, Sergio, Reginaldo, Rogério e Beatriz.

Um agradecimento a todos os membros e frequentadores do Laboratório de Pedologia, em especial a todos do Núcleo de Pesquisa em Pedologia Aplicada (NUPPA), por seu apoio intelectual e emocional durante a pesquisa. Por fim, à Vanessa pelas revisões ortográficas.

Dedico este trabalho à minha família, em especial aos meus pais, e a todos os que buscam na terra o sustento e a esperança de um futuro mais saudável e sustentável.

## RESUMO

Em um contexto de crescente urbanização e pressão sobre os ecossistemas naturais, as hortas urbanas emergem como estratégias fundamentais para a promoção da segurança alimentar, a sustentabilidade das cidades e a inclusão socioeconômica. No entanto, o sucesso dessas iniciativas está intrinsecamente ligado à qualidade do solo, que atua como base para a produção de alimentos seguros e para a prestação de serviços ecossistêmicos. Este trabalho analisou atributos físicos e químicos do solo em hortas urbanas do distrito de São Mateus (São Paulo) e dimensionou as áreas agricultáveis disponíveis no território. As análises granulométricas indicaram solos com teores de argila entre 33,5% e 51,6%, predominantemente de textura média a argilosa. Os teores de matéria orgânica foram elevados, variando de 13,39% a 17,70%, enquanto o pH apresentou valores entre 6,90 e 8,13, caracterizando solos neutros a levemente alcalinos. A condutividade elétrica variou de 114 a 517  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , indicando baixa salinidade. As concentrações de Arsênio (As) foram superiores ao VRQ (3,5 mg/kg) em todas as amostras, e grande parte ultrapassou o VP (15 mg/kg), embora nenhuma tenha excedido o VI Agrícola (35 mg/kg). As concentrações de Bário (Ba) variaram entre 150 e 262 mg/kg, ultrapassando o Valor de Interferência Agrícola (150 mg/kg) em todas as áreas. O Cobalto (Co) apresentou valores entre 32 e 82 mg/kg, superando o VP (25 mg/kg) e, em alguns pontos, ultrapassando o VI Industrial ( $\sim 70$  mg/kg). A fotointerpretação identificou 236.007  $\text{m}^2$  de hortas ativas e 152.285  $\text{m}^2$  de áreas agricultáveis sob linhas de transmissão, totalizando 388.293  $\text{m}^2$ , o que corresponde a 3,03% da área do distrito. Os resultados indicam solos com boa fertilidade química, porém com teores relevantes de metais, reforçando a necessidade de monitoramento ambiental e sanitário em sistemas de agricultura urbana. Conclui-se que as hortas urbanas representam uma estratégia viável e transformadora para o uso sustentável do solo em áreas urbanas, desde que acompanhadas de gestão adequada e políticas públicas que reconheçam seu potencial socioambiental e garantam a qualidade dos alimentos produzidos.

**Palavras-chave:** Qualidade do solo, Contaminação, Segurança Alimentar, Agricultura Urbana, Áreas Verdes, Agricultura Sustentável, São Mateus.

## ABSTRACT

In a context of increasing urbanization and growing pressure on natural ecosystems, urban gardens have emerged as key strategies for promoting food security, sustainability, and socioeconomic inclusion in cities. However, the success of these initiatives is intrinsically linked to soil quality, which underpins both the safe production of food and the provision of ecosystem services. This study analyzed the physical and chemical properties of soils in urban gardens located in the São Mateus district (São Paulo, Brazil) and mapped the agriculturable areas available in the territory. Particle-size analysis indicated clay contents ranging from 33.5% to 51.6%, characterizing predominantly medium to clayey textures. Soil organic matter levels were high, ranging from 13.39% to 17.70%, while pH values varied from 6.90 to 8.13, reflecting neutral to slightly alkaline conditions. Electrical conductivity ranged from 114 to 517  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , indicating low salinity. Arsenic (As) concentrations exceeded the Quality Reference Value (3.5 mg/kg) in all samples, and most points surpassed the Prevention Value (15 mg/kg), although none exceeded the Agricultural Investigation Value (35 mg/kg). Barium (Ba) concentrations ranged from 150 to 262 mg/kg, surpassing the Agricultural Interference Value (150 mg/kg) across all cultivation areas. Cobalt (Co) values ranged from 32 to 82 mg/kg, exceeding the Prevention Value (25 mg/kg) and, in some cases, surpassing the Industrial Investigation Value ( $\sim 70$  mg/kg). Satellite-image interpretation identified 236,007  $\text{m}^2$  of active gardens and 152,285  $\text{m}^2$  of agriculturable land under transmission lines, totaling 388,293  $\text{m}^2$ , equivalent to 3.03% of the district's territory. Overall, the soils showed good chemical fertility but elevated concentrations of metals, reinforcing the need for environmental and health monitoring in urban agriculture systems. These findings indicate that urban gardens represent a viable and transformative strategy for the sustainable use of land in urban areas, provided that adequate management and public policies ensure both soil quality and food safety.

**Keywords:** Soil Quality, Contamination, Food Security, Urban Agriculture, Green Areas, Sustainable Agriculture, São Paulo.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Fluxograma com as Principais Etapas da Pesquisa.....	8
Figura 2. Foto aérea da horta, Cidades Sem Fome, no distrito de São Mateus. Evidenciando o terreno ocupado abaixo das linhas de transmissão de energia. Destaque para o contexto urbano do entorno, em meio ao bairro residencial com a presença de pequenas indústrias.....	15
Figura 3. Localização da horta Cidades Sem Fome, com breve apresentação do contexto urbano pelas categorias de uso predominante do solo (PMSP, 2021). São Mateus – Zona Leste – SP. ....	16
Figura 4. Vista de satélite da horta principal projeto da ONG Cidades Sem Fome, localizada em São Mateus (Zona Leste). Os pontos verdes indicam os locais específicos onde amostras foram coletadas para análise. Os códigos adjacentes identificam cada ponto de coleta.....	19
Figura 5. Relação dos Valores Orientadores CETESB para Arsênio no solo e Valores obtidos no FRX. A maioria dos valores superam o valor de prevenção.....	36
Figura 6. Relação dos Valores Orientadores CETESB para Bário no solo e Valores obtidos no FRX. Todas as amostras excederam o Valor de Interferência Agrícola. Destaque para a heterogeneidade das medições. ....	38
Figura 7. Relação dos Valores Orientadores CETESB para Cobalto e Valores obtidos em FRX. As amostras excederam os valores de referência, incluindo o Valor de Interferência Industrial.	40
Figura 8. Imagens de Satélite em relação ao Uso do Solo (PMSP,2021), com a presença das hortas urbanas mapeadas e terrenos agricultáveis definidos após a Fotointerpretação das imagens. Distrito de São Mateus, São Paulo. ....	42
Figura 9. Área das Hortas Comunitárias e Terrenos Agricultáveis Definidos após fotointerpretação das imagens de satélite. Em destaque, Horta da Cidades Sem Fome. Expressão da área agricultável relevante em pequena escala. ....	43



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Cultivo das coletas .....	18
Tabela 2. Descrição morfológica reduzida das amostras selecionadas em seis locais distribuídos ao longo da horta representando a declividade do terreno, da área mais alta (ponto 1) para o mais baixo (ponto 6). ....	30
Tabela 3. Resultados da análise granulométrica conjunta (areia, silte e argila) nas áreas de cultivo, indicando variações texturais entre as espécies analisadas e as frações de areia fina, média e grossa. ....	31
Tabela 4. Teores de matéria orgânica do solo (0–20 cm e 20–40 cm) sob diferentes cultivos (Alface, Couve, Salsa, Coentro e Cebolinha), destacando valores mínimos, máximos e médias. ....	32
Tabela 5. Valores de pH em água para solos das áreas cultivadas, em duas profundidades (0–20 cm e 20–40 cm), indicando variações entre cultivos e condições de neutralidade ou alcalinidade. ....	33
Tabela 6. Condutividade elétrica do solo em $\mu\text{S}/\text{cm}$ nas diferentes áreas de cultivo e profundidades, destacando o grau de salinidade e a variabilidade entre espécies. ....	34
Tabela 7. Área das hortas e terrenos agricultáveis pela área de São Mateus .....	44

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	10
1.1. Objetivos.....	12
2. MATERIAIS E MÉTODOS .....	13
2.1. Área de estudo .....	14
2.2. Delineamento Amostral e Coleta de Materiais .....	17
2.2.1. Pontos de Coleta .....	18
2.3. Morfologia do Solo.....	19
2.4. Análises Laboratoriais .....	20
2.4.1. Análise Granulométrica Conjunta.....	20
2.4.2. Determinação do Teor de Matéria Orgânica do Solo.....	24
2.4.3. Potencial Hidrogeniônico do Solo .....	25
2.4.4. Determinação da Condutividade Elétrica .....	26
2.4.5. Fluorescência de Raios X para Determinação de Elementos.....	27
2.5. Reconhecimento do Impacto Socioambiental das Hortas Comunitárias .....	28
3. RESULTADOS .....	30
3.1. Morfologia.....	30
3.2. Granulometria.....	31
3.3. Teor de Matéria Orgânica do Solo .....	32
3.4. Potencial Hidrogeniônico do Solo .....	32
3.5. Condutividade Elétrica do Solo .....	33
3.6. Fluorescência de Raios X .....	35
Figura 4: Relação dos Valores Orientadores CETESB para Arsênio no solo e Valores obtidos no FRX. A maioria dos valores superam o valor de prevenção. ....	36
3.7. Dimensionamento das Áreas Agricultáveis e Hortas Urbanas em São Mateus .....	40
3.8. Discussão .....	45
3.8.1. Qualidade, Funcionalidade e Desempenho Agrícola do Solo .....	45
3.8.2. Potencial de Contaminação e Segurança Alimentar.....	47
3.8.3. Implicações Socioambientais e o papel das hortas urbanas .....	50
3.8.5. Síntese integradora .....	52
4. CONCLUSÃO .....	54
5. REFERÊNCIAS .....	54

## 1. INTRODUÇÃO

A urbanização tem um impacto direto sobre a qualidade dos ecossistemas urbanos e, conseqüentemente, no acesso a alimentos saudáveis e de qualidade (Barbosa *et al.*, 2022). As alterações nos habitats, devido à expansão urbana, resultam na degradação ambiental, que inclui a poluição de corpos hídricos, a deterioração da qualidade do solo e a redução da biodiversidade, fatores que comprometem a produção de alimentos em áreas urbanas (Rigotti; Pompêo; Fonseca, 2019; Salvati, L.; Karamesouti; Kosmas, 2014). Nesse sentido, as hortas urbanas são uma alternativa que buscam conciliar qualidade ambiental e produção de alimentos em contextos urbanizados em cidades nas proporções de São Paulo (Biazoti; Sorrentino, 2022)

As hortas urbanas são componentes cruciais das redes de infraestrutura verde urbana, proporcionando serviços ecossistêmicos valiosos, como a promoção de habitats ecológicos e o estímulo da coesão social entre os moradores (Langemeyer *et al.*, 2018). Desta forma, a agricultura urbana tem emergido como uma estratégia fundamental para enfrentar a insegurança alimentar, promover a inclusão social e melhorar a sustentabilidade nas grandes metrópoles (Glavan *et al.*, 2016). Ao promover o cultivo de alimentos nas periferias, o estado aumenta a renda da população mais vulnerável, além de promover um bem-estar social, melhorando a alimentação local e criando empregos (Barbosa *et al.*, 2022). Para isso, emerge uma necessidade de compreender o manejo do solo nas hortas urbanas e sua relação com os ecossistemas.

Nesse sentido, a preocupação com a qualidade do manejo em hortas urbanas é um tema de crescente relevância nas discussões sobre a agricultura urbana, em relação a ambientes degradados e expostos a fontes de poluição atmosféricas, hidrológicas e pedológicas. Estudos indicam que cultivos urbanos frequentemente contêm solos contaminados quando próximos a atividades industriais, emissões veiculares e descarte inadequado de lixo, levando à absorção de metais tóxicos como chumbo, cádmio e arsênio pelas plantas comestíveis (Antisari *et al.*, 2015; Mitchell *et al.*, 2014). Outro trabalho semelhante demonstrou que vegetais folhosos cultivados em hortas urbanas de São Paulo continham níveis preocupantes de metais à vida humana (Bortoletto *et al.*, 2019). Além da contaminação do solo, a utilização de águas residuais para irrigação em

ambientes urbanos, outra prática comum na agricultura urbana, pode introduzir patógenos e poluentes (Ilunga Mpanga; Shengo Lutandula, 2020). Não raro utilizam águas sem tratamento para irrigação, assim como foge da compreensão dos agricultores se há algum método de tratamento da água de irrigação mecânica (Ilunga Mpanga; Shengo Lutandula, 2020), especialmente em um entorno socioeconômico que historicamente tende a uma ação fiscalizadora menor (Proust, 2022).

No distrito de São Mateus, os “linhões” de energia, embora cruciais para a infraestrutura energética de São Paulo, apresentam um dilema: a implementação das torres de transmissão e a definição de seus traçados exigem um equilíbrio entre a necessidade de manutenção e a preservação dos ecossistemas locais. A compactação utilizada nas construções e desenvolvimentos associados a essas linhas de energia pode ter um efeito significativo nas propriedades físicas do solo (Santos, M. D. *et al.*, 2020). Por exemplo, a compactação tende a aumentar a densidade do solo, resultando em diminuição da sua porosidade e, por consequência, afetando a capacidade do solo de reter água e ar, essenciais para as atividades da biota edáfica (Silva *et al.*, 2021). Ainda nos parâmetros físicos do solo, a densidade do solo pode ser impactada negativamente pela compactação excessiva, levando a uma menor porosidade deste e, consequentemente, à fertilidade das áreas adjacentes às linhas de energia (Marques; Silva, 2020).

O distrito de São Mateus foi fundado na década de 1950, sendo parte da expansão urbana de São Paulo. A sua urbanização ocorreu em um contexto de crescimento populacional e migrações internas (Sousa, 2021). É notável que a infraestrutura viária e os transportes desempenharam um papel crucial na formação do distrito, com os moradores organizando-se para exigir melhorias na circulação e no acesso a serviços, o que se evidenciou em mobilizações sociais desde a década de 1970 (Sousa, 2021). O crescimento desordenado e a falta de planejamento urbano resultaram em áreas de ocupação irregular, que carecem muitas vezes de acesso a serviços essenciais, como acesso à saúde e à produção saudável de alimentos (Lima; Nerbas, 2021). Em contextos urbanos, onde é comum a prevalência de alimentos industrializados e processados, as

hortas representam uma alternativa saudável, capacitando as comunidades para cultivarem seus próprios alimentos (Mota, A. G.; Barros; Santos, 2025).

O caso do distrito ganha ainda mais destaque ao compararmos com a ocorrência de áreas agrícolas na capital, que se concentram, em sua maioria, em tentativas pontuais em alguns terrenos baldios, varandas, telhados, sem muita expressão em área, ainda que haja algumas iniciativas bem valorosas em questão de otimização de espaços com jardins verticais (Araujo; Garcia; Torres, 2021; Favoreto *et al.*, 2024; Santos *et al.*, 2024). As hortas urbanas, em uma área relevante como é o caso, têm se mostrado fundamentais para enfrentar os desafios da urbanização e desigualdade em uma escala maior (Costa; Sakurai, 2021). Além disso, as hortas urbanas têm sido integradas a políticas de desenvolvimento sustentável, contribuindo para a agenda global dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Uma vez que ajudam a combater a fome (ODS 2), enquanto promovem cidades sustentáveis (ODS 11) ao revitalizar espaços urbanos e diminuir a pegada de carbono associada ao transporte de alimentos (Mota, A. G.; Barros; Santos, 2025).

### **1.1. Objetivos**

O presente estudo tem como objetivo avaliar a qualidade dos solos utilizados em hortas urbanas, a partir da análise integrada de parâmetros morfológicos, físicos e químicos, buscando inferir sobre a funcionalidade do solo e sua capacidade de desempenhar funções essenciais, especialmente no que se refere à produção de alimentos sem risco de contaminação. A partir desses resultados, pretende-se discutir o potencial socioambiental das hortas urbanas como estratégias sustentáveis de uso do solo e segurança alimentar.

Para alcançar esse objetivo, foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

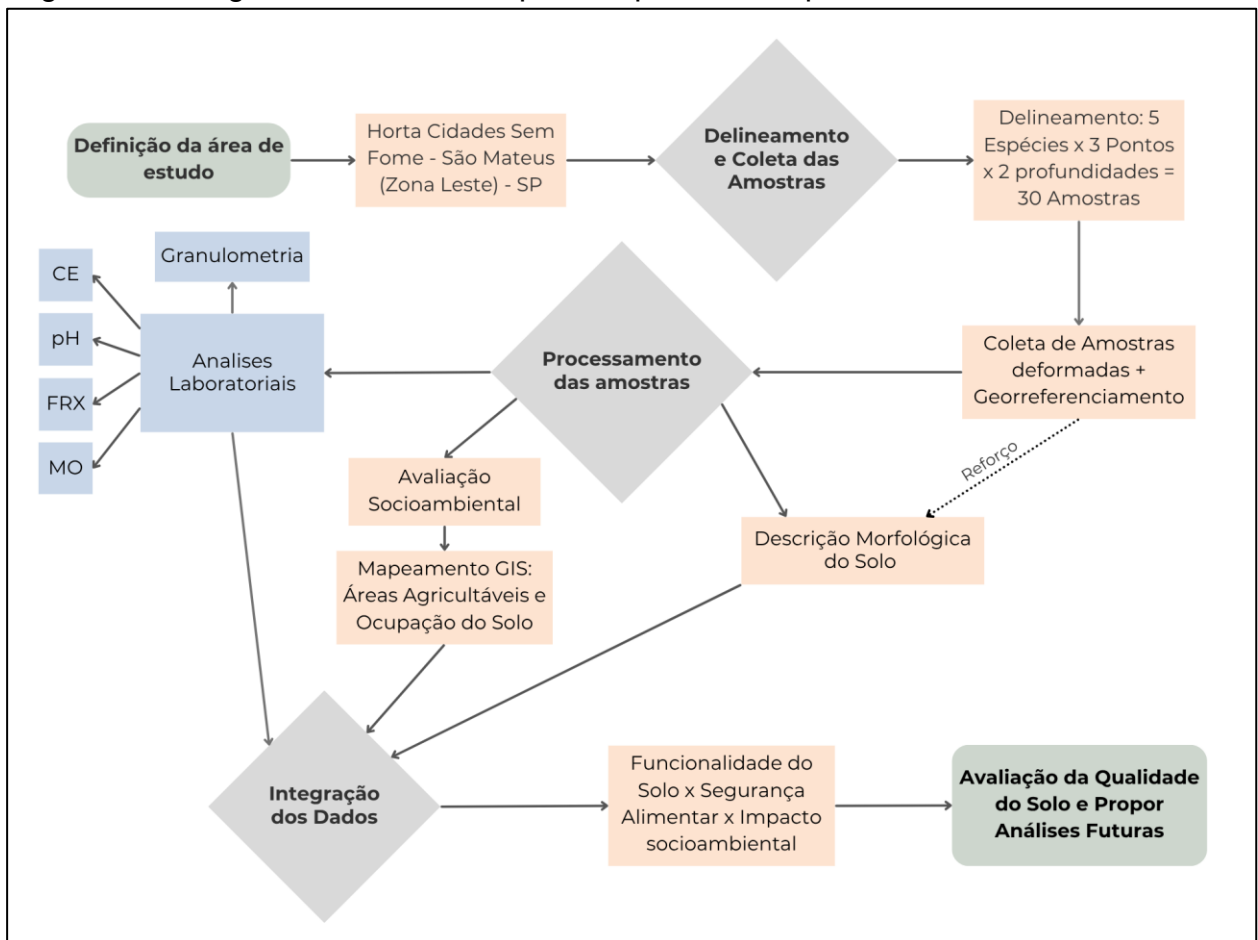
- Inferir a qualidade e a funcionalidade dos solos com base nos atributos analisados;
- Avaliar a capacidade dos solos em sustentar a produção de alimentos de forma segura e eficiente;

- Analisar o impacto socioambiental associado à implantação e ao manejo das hortas urbanas;
- Discutir o papel das hortas urbanas como alternativas de uso do solo que promovem segurança alimentar e benefícios ecossistêmicos;
- Propor estratégias para aplicação do modelo em políticas públicas.

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia deste trabalho foi delineada para caracterizar as propriedades físico-químicas de amostras de solo associadas a diferentes cultivos na horta. A coleta das amostras buscou garantir a representatividade das espacialidades e variações do solo com base no cultivo majoritário do canteiro.

Figura 1. Fluxograma com as Principais Etapas da Pesquisa



Elaboração própria.

## **2.1. Área de estudo**

A horta gerida pela Organização Não Governamental (ONG) Cidades Sem Fome (CSF) estabeleceu-se como uma referência no campo da agricultura urbana sustentável, operando sob o princípio de geração de emprego e estímulo a práticas agrícolas ambientalmente conscientes (Cidades Sem Fome, 2024). A estratégia baseia-se na construção de uma robusta rede de parcerias, focando na potencialização de recursos que historicamente eram negligenciados ou desperdiçados em ambientes urbanos (Cidades Sem Fome, 2024). Nesse sentido, a ocupação agrícola sob as linhas de transmissão promove uma estratégia de mitigação de risco e otimização de infraestrutura.

A área de estudo é conhecida como a horta principal da ONG Cidades Sem Fome (-23.598477, -46.487401), no distrito de São Mateus, na Zona Leste de São Paulo. A horta tem uma área de aproximadamente 10.000 m<sup>2</sup>, o sítio está situado sob uma linha de transmissão da concessionária de energia Enel, o que limita levemente a área agricultável pela necessidade de manter um espaço adequado para a manutenção das linhas de transmissão.

Figura 2. Foto aérea da horta Cidades Sem Fome, no distrito de São Mateus. Evidenciando o terreno ocupado abaixo das linhas de transmissão de energia. Destaque para o contexto urbano do entorno, em meio ao bairro residencial com a presença de pequenas indústrias.



(Bartaburu, 2023, fig. Abreu, 2023).

A horta possui um formato linear e alongado, evidenciando a morfologia das linhas de transmissão. A área produtiva é intensa, organizada em canteiros padronizados e paralelos, maximizando a produção no espaço confinado com as áreas para manutenção da concessionária de energia, conforme ilustrado na imagem (Figura 2). O entorno da horta se encontra em meio a algumas indústrias de pequeno porte e residências, está na região central do distrito de São Mateus, localizada no bairro Jardim Tietê. Em proximidade com Avenida Mateo Bei, que atua como a principal artéria comercial do distrito, concentrando um intenso comércio e serviços.





produções para 27 escolas públicas, um hospital, um supermercado e dezenas de pequenos comércios na região (Cidades Sem Fome, 2024). Além do referido por Barbosa sobre a importância das hortas comunitárias como espaços de produção de alimentos, que consequentemente fortalecem vínculos sociais e economias locais através da troca e venda de produtos em redes comunitárias (Barbosa *et al.*, 2022).

A manutenção dessa intensidade produtiva requer o emprego de ciclos de cultivo curtos e um rigoroso planejamento de rotação de culturas, essenciais para preservar a fertilidade do solo e otimizar o uso do espaço disponível (Cardoso *et al.*, 2024). Bem como uma melhor gestão agrária comunitária resulta em uma maior manutenção e cuidado das plantas (Lima; Nerbas, 2021). Além disso, a inclusão de tecnologias, como sistemas automatizados de irrigação, pode aumentar significativamente a produtividade das hortas urbanas, tal qual a área de estudo. Esses sistemas permitem um controle mais preciso da água e dos nutrientes, sendo essenciais para o cultivo em ambientes urbanos frequentemente limitados e com solo menos fértil (Santos *et al.*, 2024). Portanto, o volume de produção alcançado é um indicativo direto da profissionalização da horta e da viabilidade econômica inerente ao projeto.

O contexto apresenta que a Zona Leste paulista é caracterizada por um alto índice de vulnerabilidade socioeconômica e concentra comunidades que se beneficiam diretamente do fornecimento de alimentos frescos e da geração de renda local (Proust, 2022). Então, a decisão de estabelecer a horta principal, com uma área considerável nesta localidade, reforça o sucesso da CSF em atuar diretamente onde a insegurança alimentar e a falta de oportunidades de emprego são agudas. Este trabalho procura investigar a horta principal da ONG a fim de inferir sobre sua capacidade produtiva, analisando aspectos do solo, do manejo e do seu modelo produtivo.

## **2.2. Delineamento Amostral e Coleta de Materiais**

Considerando a produção em nossa área de estudo, foram levantadas as cinco espécies mais produzidas no terreno da CSF: alface, couve, cebolinha, salsa e coentro, na ordem de sua relevância para os produtores e tempo de cultivo. Dessa forma, foram

coletadas amostras associadas à produção de cada hortaliça (Tabela 1). As amostras coletadas consistem em solos, obtidos em seu estado deformado de forma sistemática, em duas diferentes profundidades, utilizando um trado holandês com copo de 20 cm.

Tabela 1. Cultivo das coletas

Sigla	Nome	Espécie	Tempo de cultivo (dias)*
AF	Alface	<i>Lactuca sativa</i>	30 à 90
CV	Couve	<i>Brassica oleracea var. acephala</i>	60 à 120
CE	Cebolinha	<i>Allium schoenoprasum</i>	60 à 90
SA	Salsa	<i>Petroselinum crispum</i>	60 à 80
CO	Coentro	<i>Coriandrum sativum</i>	30 à 60

\*Fontes: (Miranda *et al.*, 2005; Neves *et al.*, 2016; Salvador; Zárate; Vieira, 2004; Schmitt *et al.*, 2016).

Dessa forma, nosso estudo procurou maximizar a representatividade do solo, a fim de não capturar características de um solo afetado por um cultivo específico.

### 2.2.1. Pontos de Coleta

Foram efetuadas três coletas em duas profundidades (0-20 e 20-40 cm) para cada uma das cinco espécies de hortaliças, resultando em um total de 30 amostras de solos. A primeira camada correspondeu à faixa de 0-20 cm, representando o horizonte superficial do solo, mais rico em matéria orgânica e com maior influência da maior atividade biológica e interação com as raízes (Li *et al.*, 2020). A segunda camada foi coletada na profundidade de 20-40 cm, explorando horizontes mais profundos que podem apresentar diferentes características físico-químicas e menor influência direta do cultivo superficial (Li *et al.*, 2020).

Os pontos de coleta foram segmentados obedecendo às instruções dos agricultores, evidenciando as localidades em que constam as hortaliças próximas da

época de plantio e ignorando as neófitas. A geolocalização de cada coleta foi registrada pelo *software Avenza*, utilizando a mesma projeção da base cartográfica (WGS 84).

Figura 4. Vista de satélite da horta principal projeto da ONG Cidades Sem Fome, localizada em São Mateus (Zona Leste). Os pontos verdes indicam os locais específicos onde amostras foram coletadas para análise. Os códigos adjacentes identificam cada ponto de coleta.



Fonte: Google Earth (2025). Elaboração Própria.

### 2.3. Morfologia do Solo

O delineamento amostral, que empregou um trado holandês para a coleta de amostras deformadas nas profundidades de 0 - 20 e 20 - 40 cm, revelou-se insuficiente para a completa caracterização morfológica exigida pelo SiBCS (2018). A morfologia do solo (limites, porosidade, feições) não pode ser avaliada com precisão em amostras

extraídas por trado, uma vez que este método destrói o arranjo natural do solo. Adicionalmente, considerando que se trata de um terreno sob manejo ativo, a abertura de trincheiras para a identificação dos perfis de solo não foi viável.

Reconhecendo as limitações do trabalho, propomos uma designação da morfologia utilizando a descrição morfológica, os ensaios laboratoriais e a interpretação da paisagem em conjunto. Nossa metodologia se apoia em exemplos que destacam como as análises de propriedades químicas e físicas em áreas de manejo urbano auxiliaram a inferir sobre a estrutura do solo (Ugarte; Taylor, 2020). Essa aplicação prática mostra a importância das análises pedológicas para práticas de uso da terra adaptadas às condições locais, evidenciando a necessidade de reconhecer que não há contato com o horizonte diagnóstico 'B' para a realização de uma morfologia mais completa.

Portanto, nossa morfologia se limita a examinar características como cor, textura, estrutura e consistência (Adaptado de Lemos; Santos, 1996). Consideramos, na designação das amostras, três pontos-chaves ao longo da horta. Para a descrição morfológica foram selecionadas seis amostras superficiais ao longo do terreno.

## **2.4. Análises Laboratoriais**

Os ensaios laboratoriais foram realizados no Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) e abrangeram a caracterização do solo em amostra deformada por meio de cinco parâmetros essenciais: análise granulométrica conjunta, determinação do teor de matéria orgânica do solo (MO), potencial hidrogeniônico do solo (pH), determinação da condutividade elétrica (CE) e fluorescência de raios X para identificação de elementos (FRX). Todos os procedimentos seguiram rigorosamente as normas técnicas e internas (IPT/ABNT/ASTM) vigentes na data da execução.

### **2.4.1. Análise Granulométrica Conjunta**

O ensaio de granulometria tem como objetivo determinar a distribuição dos tamanhos das partículas que compõem a amostra, expressando essa distribuição em

porcentagem em peso por faixas de tamanho. A granulometria foi realizada em amostras compostas provenientes dos três pontos de coleta, com uma diferenciação de profundidades diferentes, para respeitar a variação vertical do solo (Oliveira; Santos; Calegari, 2020). Então, pela natureza do trabalho, consideramos essa análise granulométrica conjunta.

O procedimento utilizado para a Análise Granulométrica Conjunta foi o Ensaio IPT 3852. Esta metodologia tem como base as Normas ABNT NBR 7181 (2016), NBR 6502 (2022), NBR 6457 (2024), além de referências em Mecânica dos Solos - Ensaio de Laboratório (Nogueira, 1995) e o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (2018). Os resultados da granulometria foram apresentados em termos de porcentagens de Argila, Silte, Areia Total, frações da Areia Total (Fina, Média, Grossa) e Porcentagem da Fração Grossa (pedregulhos ou grãos retidos em peneira).

A Classificação Granulométrica do Solo utiliza uma abordagem dupla que incorpora a norma brasileira NBR 6502 (2022) e o sistema do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA, 1975). A adoção de dois padrões reflete a necessidade de a pesquisa garantir tanto a aderência às especificações técnicas nacionais quanto maximizar a possibilidade de comparação e detalhamento. As classificações de solo NBR 6502 e USDA diferem nos limites de diâmetro das partículas. Ambas concordam que a Argila é  $<0,002$  mm. O Silte NBR vai de  $0,002$  mm a  $0,060$  mm, enquanto USDA estabelece limite superior de  $0,053$  mm. A Areia é onde há mais distinção: a NBR 6502 a divide em 3 classes ( $0,060$  mm a  $2,00$  mm), e a USDA em 5 classes, com limites mais detalhados. O Pedregulho é  $>2,00$  mm em ambas.

O procedimento de ensaio de análise granulométrica conjunta é realizado em duas fases distintas: sedimentação e peneiramento. A preparação do ensaio inicia com a diluição de Hidróxido de Sódio (NaOH) e Hexametáfosfato de Sódio ( $\text{NaPO}_3$ ) em água deionizada. Para cada litro de solução, foram pesados  $4 \pm 0,5$  g de NaOH e  $10 \pm 0,5$  g de  $\text{NaPO}_3$ . O NaOH foi totalmente diluído em 500ml de água, utilizando-se barra e agitador magnéticos. O Hexametáfosfato de Sódio foi adicionado e agitado até a completa diluição. A solução foi transferida para um balão volumétrico, completada com água destilada até o volume desejado e agitada por aproximadamente 10 minutos.



Em uma proveta de 1000 ml, medimos 250 ml do dispersante químico e completamos com água deionizada até 1000ml. A proveta é colocada ao lado do ensaio de sedimentação, e a solução é agitada moderadamente com o êmbolo (agitador manual da sedimentação) por um minuto para homogeneização. O densímetro e o termômetro são inseridos para a realização das leituras durante o período do ensaio.

Primeiramente, verificamos a ocorrência de fração grossa acima de 2mm na amostra por meio de peneiramento/destorroamento, para pesar o volume total da amostra. Do material passante na peneira de 2mm, pesam-se  $50g \pm 0,5g$  de amostra de solo. O solo pesado é colocado no frasco de Stohmann. Adicionamos 250ml do dispersante químico ao frasco, que é tampado e fixado no agitador de Wagner. O agitador de Wagner é programado para rotacionar por 17 horas (das 15h00 às 8h00 do dia seguinte), garantindo que os frascos estejam distribuídos de forma balanceada. Simultaneamente fazemos a pesagem, para determinação do índice de correção referente à umidade do solo.

Antes do término da agitação, determinamos a altura da proveta (do fundo até a marca de 1000mL) e anotamos o número e série do densímetro (151H ou 152H). Imediatamente após o desligamento do agitador de Wagner, o frasco é retirado. Utilizando-se um béquero e uma pisseta, o material aderido no frasco é removido com água deionizada, e a solução é transferida para a proveta, completando com água destilada até aproximadamente 998mL. Caso se forme espuma, borrifa-se álcool para dissipação. A solução na proveta é agitada por um minuto com o êmbolo, com movimentos regulares e moderados (para cima/para baixo). O êmbolo é retirado e lavado rapidamente com água destilada ou deionizada, cuidando para não ultrapassar o volume de 1000mL.

Imediatamente após a agitação e lavagem do êmbolo, o densímetro é mergulhado cuidadosamente na solução da proveta, acionando-se simultaneamente o cronômetro para o controle do tempo. As leituras do densímetro são efetuadas nos tempos de sedimentação (t) de 0,5, 1, 2, 4, 8, 15, 30, 60, 120, 240, 480 e 1440 minutos. A leitura foi feita no início do menisco que se forma no densímetro, no mesmo nível da superfície da solução. A leitura da prova em branco e a temperatura foram medidas imediatamente

após cada leitura da amostra.

Após a última leitura, a solução da proveta foi transferida para uma peneira granulométrica com abertura de 0,075 mm, removendo-se todo o material aderido na parede da proveta por lavagem com água filtrada. Iniciou-se o processo de lavagem com água corrente com baixa pressão e movimentos circulares e leves. O processo foi encerrado quando a água de lavagem, coletada em uma cápsula de porcelana branca, estava transparente.

A porção retida na peneira foi separada em uma cápsula de porcelana. Caso se observasse quantidade significativa de material orgânico, adicionou-se peróxido de hidrogênio (H) na capela de exaustão de gases, aguardando-se aproximadamente 5 horas para queima da matéria orgânica. Após a reação, o peróxido em excesso foi descartado. A amostra foi seca em estufa entre 105°C e 110°C durante 16 a 24 horas. Depois da secagem, a cápsula foi transferida para o dessecador até atingir a temperatura ambiente, e então foi realizado o peneiramento fino.

Utilizou-se a massa de sólidos retida na peneira 2,0mm. O material foi passado nas peneiras granulométricas na seguinte ordem (topo para a base): aberturas 50mm; 37,5mm; 25mm; 19mm; 9,5mm; 4,75mm e 2,0mm, utilizando-se apenas as peneiras necessárias de acordo com a presença e o tamanho de pedregulhos. As peneiras foram colocadas no agitador mecânico e agitadas por 10 minutos, com intensidade de vibração de 3 até 5. A fração de sólidos retida em cada peneira foi pesada e registrada.

Posteriormente, a massa de sólidos que foi retida na peneira 0,075mm, após a secagem em estufa, o material foi passado nas peneiras granulométricas na seguinte ordem (topo para a base): aberturas 1,18mm; 0,600mm; 0,425mm; 0,250mm; 0,150mm e 0,075mm. As peneiras foram colocadas no agitador de peneiras e agitadas por 5 minutos, com intensidade de vibração de 3 a 5. A fração de sólidos retida em cada peneira foi pesada e registrada. Os resultados obtidos serão integrados aos dados morfológicos para inferir sobre qualidade do solo considerando o comportamento químico e físico de cada solo e as funcionalidades associadas a essas características.



#### **2.4.2. Determinação do Teor de Matéria Orgânica do Solo**

Para a determinação do teor de matéria orgânica do solo, foi utilizado o Método da Perda de Massa por Ignição a 440°C – Metodologia com Base na NBR 13600 (2022). Para a realização do ensaio, foram utilizados os seguintes equipamentos e materiais: balanças com resolução de 0,01 g, dessecador, estufa com capacidade de manter temperaturas entre 105° e 110°, mufla capaz de manter a temperatura em 440°C ( $\pm 6^\circ\text{C}$ ), peneira 2 mm.

O procedimento experimental iniciou-se com o preparo da amostra, onde o solo deformado foi homogeneizado e teve sua porção passante na peneira de 2 mm reservada para análise. Em cada recipiente, foram pesados 30g  $\pm 1$  g de amostra de solo em triplicatas, embora em casos de limitação material. A fase de determinação da massa seca inicial começou com a transferência dos recipientes para a estufa, onde permaneceram sob temperatura de 105°C a 110°C por aproximadamente 24 horas, visando à remoção integral da umidade higroscópica. Após a secagem, as amostras foram retiradas da estufa com o uso de pinças e imediatamente transferidas para o dessecador para resfriamento à temperatura ambiente. O conjunto (recipiente + amostra seca) foi então pesado e o valor registrado como a massa seca inicial ( $MS_{105}$ ).

Na etapa de queima por ignição, as amostras secas ( $MS_{105}$ ) foram transferidas para a mufla. A temperatura foi elevada gradualmente até alcançar o patamar de 440°C  $\pm 6^\circ\text{C}$ . As amostras permaneceram neste patamar por 12 horas  $\pm 30$  minutos, período estabelecido para assegurar a completa oxidação e volatilização da matéria orgânica. Concluído o período de ignição, a mufla foi desligada para a temperatura cair gradualmente até aproximadamente 100°C. Em seguida, os cadinhos foram removidos com o auxílio de equipamentos de proteção individual adequados e transferidos para o dessecador, onde resfriam até atingir a temperatura ambiente. A pesagem final do conjunto resultou na massa seca após a queima ( $MS_{440}$ ).

O teor de Matéria Orgânica foi calculado a partir da perda de massa observada após a ignição, sendo o resultado reportado a média dos valores obtidos nas alíquotas ensaiadas e expresso em porcentagem, com duas casas decimais. A fórmula utilizada para o cálculo do teor de Matéria Orgânica em porcentagem é:

$$MO(\%) = \frac{MS_{105} - MS_{440}}{MS_{105}} \times 100$$

Na qual  $MS_{105}$  é o Peso da massa seca da amostra antes da ignição, em gramas, e  $MS_{440}$  é o Peso da massa seca da amostra após a ignição a 440°C, em gramas. Assim, os resultados serão analisados em conjunto aos dados morfológicos para inferir sobre a qualidade do solo.

### 2.4.3. Potencial Hidrogeniônico do Solo

A determinação do pH de materiais granulares em água, utilizada na pesquisa, seguiu como referências o padrão internacional 9045D-2004 da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA, 2004) e o protocolo do Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes da Embrapa (2009). Neste ensaio, é determinada a Acidez Ativa, que se refere à concentração de íons hidrogênio ( $H^+$ ) livres na solução. O ensaio requer equipamentos como pHmetro, balanças com resolução de 0,0001 g, agitador e barra magnética, peneira de 9,5 mm, cronômetro e os insumos de água deionizada, soluções padrão de pH, KCl e detergente neutro.

Antes de iniciar as medições, o pHmetro foi aferido e calibrado conforme as especificações do manual. Imediatamente após a calibração, foi realizada uma verificação utilizando uma solução padrão de pH com validade assegurada, e o valor lido foi anotado. Se a leitura de verificação estivesse fora da faixa aceitável (a mesma utilizada para avaliação dos certificados de calibração), o equipamento deveria ser recalibrado. Para preparação da suspensão, utilizou-se um béquer (200/250 mL), onde foram pesados 20,0 g ( $\pm 1,0$  g) da amostra de solo. Adicionou-se ao béquer uma barra magnética, seguida pela adição de 40 mL  $\pm 0,5$  mL de água deionizada, medida em proveta. O béquer foi tampado com vidro de relógio ou placa de Petri.

A suspensão é colocada no agitador magnético e agitada por 5 minutos  $\pm 30$  segundos. Se houver resistência na dissolução do material granular, o processo deve ser auxiliado por um bastão de vidro devidamente esterilizado. Após a agitação, a suspensão deve passar por um período de repouso de 60 minutos  $\pm 30$  segundos. Concluído o repouso, realizou-se a medição do pH. O eletrodo do pHmetro é imerso na solução e são

efetuadas três leituras, que são registradas na planilha. Entre cada leitura, o eletrodo era enxaguado com água deionizada e seco com papel de alta absorção. O resultado de cada leitura será integrado aos demais dados para inferir sobre a qualidade do solo considerando o comportamento específico de cada solo.

#### **2.4.4. Determinação da Condutividade Elétrica**

A presente seção detalha os procedimentos analíticos empregados para a determinação da Condutividade Elétrica (CE) em materiais granulares, seguindo o padrão estabelecido pelo IPT e utilizado no nosso trabalho. A metodologia adotada pautou-se nas diretrizes propostas pelo Instituto Agrônomo de Campinas (IAC Boletim Técnico, 6, 1986) e pela EMBRAPA (Manual de Análises Químicas de Solos, 2009), visando à medição eletroquímica da concentração efetiva de íons na solução do solo. A execução do ensaio requereu os seguintes materiais e equipamentos, previamente inspecionados e calibrados: agitador magnético, balança analítica (resolução de 0,0001 g), condutivímetro portátil, cronômetro, barra magnética, béqueres (50 mL e 200 mL), filtro quantitativo de papel Whatman 41, funil pequeno de vidro, peneira com abertura de 9,5 mm, placa de Petri.

As amostras de solo foram recebidas in natura e acondicionadas em câmara fria, sob temperatura controlada de  $4^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ . A amostra foi homogeneizada e, posteriormente, peneirada em peneira com malha de 9,5 mm para remoção de material grosseiro, sendo, em seguida, acondicionada em saco plástico devidamente identificado. Após a calibração, efetuou-se uma leitura de verificação utilizando uma solução padrão de condutividade elétrica. O valor obtido foi registrado e analisado caso a leitura estivesse fora da faixa de variação aceitável. Caso não estivesse dentro dos parâmetros aceitos, o aparelho era recalibrado.

A preparação da solução para a medição de CE seguiu as etapas: pesou-se em um béquer 100 mL  $5,0 \text{ g} \pm 1,0 \text{ g}$  do material granular. A massa exata foi registrada na planilha de dados. Adicionou-se  $50 \text{ mL} \pm 0,5 \text{ mL}$  de água deionizada, medidos em uma proveta, ao béquer contendo a amostra. Por fim, uma barra magnética foi inserida na suspensão.

A etapa de extração envolve ciclos de agitação e repouso, o béquer foi coberto com uma placa de Petri e colocado no agitador magnético, sendo agitado por um período de 30 segundos  $\pm$  5 segundos, controlado por um cronômetro. Imediatamente após a agitação, a suspensão permaneceu em repouso por 30 minutos  $\pm$  15 segundos. O ciclo completo (agitação e repouso) foi repetido sequencialmente por cinco vezes para cada amostra.

Após o quinto ciclo de agitação e repouso, procedeu-se à filtragem da suspensão. Utilizando-se um suporte universal, garras, funil e papel filtro Whatman 41, cada amostra foi filtrada para um béquer de 100 mL limpo, sendo um béquer dedicado para cada amostra. Sem agitação, o eletrodo do condutivímetro foi imerso na solução filtrada e foram realizadas três leituras consecutivas de Condutividade Elétrica. Após cada leitura, a célula do eletrodo foi limpa com água deionizada, inserida apenas nos orifícios laterais. Os resultados obtidos serão incorporados aos dados morfológicos para inferir sobre a qualidade do solo considerando seu comportamento químico e físico.

#### **2.4.5. Fluorescência de Raios X para Determinação de Elementos**

Nossas análises também empregaram a técnica de Fluorescência de Raios-X (FRX) para a determinação da composição elementar de amostras sólidas granulares. A análise foi conduzida utilizando um espectrômetro de FRX portátil de bancada, modelo INNOV-X SYSTEMS. Esta técnica não destrutiva permite a identificação e quantificação de elementos, principalmente metais pesados presentes na matriz da amostra (McComb *et al.*, 2014). As amostras de solo foram previamente homogeneizadas, compostas de três pontos de coleta de cada uma das espécies, respeitando a mesma profundidade. Em seguida, foram peneiradas e secas em estufa a 105°C. Posteriormente, foram acondicionadas em pastilhas prensadas para serem colocadas no equipamento para análise.

A análise foi realizada posicionando cada amostra diretamente na câmara de medição do equipamento. A câmara foi então fechada para garantir o isolamento radiológico e a geometria de medição. O equipamento foi operado e monitorado por um controlador dedicado (PDA), onde se verificou o status de inicialização e calibração antes

da medição efetiva. O espectrômetro emite um feixe primário de raios-X que incide sobre a amostra. Os átomos presentes na amostra, ao serem excitados, emitem raios-X de fluorescência com energias características de cada elemento. Estes raios-X secundários são captados por um detector semicondutor, que os processa para identificar e quantificar as concentrações elementares.

Com o intuito de assegurar a precisão e a reprodutibilidade dos resultados, todas as amostras foram submetidas à análise em duplicata. Para cada amostra, foram realizadas duas medições independentes, seguindo o mesmo protocolo instrumental. A primeira medição foi executada registrando o espectro e a composição elementar determinada. Em seguida, a amostra foi reprocessada por uma leve re-homogeneização e reposicionamento no equipamento, e uma segunda medição foi realizada sob as mesmas condições instrumentais. Por fim, os resultados foram avaliados sob uma correlação estatística para evidenciar a calibragem do equipamento e serem utilizados nas análises de contaminação (Aguilera *et al.*, 2019).

## **2.5. Reconhecimento do Impacto Socioambiental das Hortas Comunitárias**

Os padrões de ocupação do solo de São Mateus, conforme o referenciado na introdução, refletem uma capacidade de produção e distribuição da atividade agrícola em uma área de intensa pressão urbana. A distribuição da agricultura urbana, no caso do distrito, não segue o modelo tradicional de cinturões verdes periurbanos, como evidenciado no contexto de Sorocaba–SP (Mota *et al.*, 2016), mas sim um padrão fragmentado e altamente linear. O contexto urbano do distrito é marcado por uma alta densidade populacional, tornando a disponibilidade de terrenos livres para uso agrícola um recurso extremamente escasso e valorizado. Por outro lado, a disponibilidade das linhas de transmissão cria a oportunidade ideal para a produção agrícola dentro do adensado urbano.

Com a criação dos polígonos, foi possível calcular a dimensão dos terrenos utilizados para agricultura e daqueles com solo exposto, porém sem produção no momento. Escolhemos o cálculo de área em WGS 84 como metodologia para o nosso trabalho, primeiramente pela facilidade na interoperabilidade entre diferentes plataformas

e aplicações digitais como o QGIS (Fiorentin *et al.*, 2023). Além disso, o WGS 84 é um sistema tridimensional que fornece coordenadas geográficas com precisão, permitindo uma representação mais confiável da área calculada em todo o mundo (Fiorentin *et al.*, 2023).

Para reconhecer as hortas, foi necessário fazer uma fotointerpretação das imagens de satélite do *Google Earth*, além do reconhecimento em campo de três das hortas mapeadas para categorizar e validar o caráter empírico das hortas urbanas no município. A análise das imagens está em conformidade com a metodologia para identificação de morfologias urbanas por fotos aéreas e imagens de satélite (Borges; Franco, 2021; Montoya-Tangarife *et al.*, 2022; Zou; Wang, 2021). O mapeamento proposto ilustra a diferenciação feita por nós entre o que está disposto como horta e o que está demarcado como “terreno vago” ou terrenos propensos à agricultura.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Morfologia

A descrição morfológica das seis amostras superficiais analisadas mostrou baixa variação entre os pontos ao longo da horta (Tabela 2). As cores variaram entre 10YR 4/3 e 10YR 4/4 em condição seca, e entre 10YR 3/2 e 10YR 4/3 quando úmidas, indicando materiais semelhantes em termos de coloração e conteúdo de matéria orgânica. A textura variou entre média e argilosa, com predominância de solos de granulometria mais fina nos pontos 1 a 4, enquanto os pontos 5 e 6 apresentaram textura mais arenosa. A estrutura variou entre blocos subangulares de tamanho médio e estrutura granular pequena a média. A consistência das amostras de textura mais argilosa foi macia quando seca, friável quando úmida e plástica a pegajosa quando molhada, enquanto as amostras mais arenosas foram duras quando secas e pouco plásticas e pegajosas quando molhadas.

Tabela 2. Descrição morfológica reduzida das amostras selecionadas em seis locais distribuídos ao longo da horta representando a declividade do terreno, da área mais alta (ponto 1) para a mais baixa (ponto 6).

Ponto	Cor		Textura	Estrutura			Consistência		
	Seca	Molhada		Tipo	Tamanho	Grau	Seca	Úmida	Molhada
1	10YR 4/3	10YR 3/2	Argilosa	Blocos subangulares	Média	Moderado	Macia	Friável	Plástica e Pegajosa
2	10YR 4/3	10YR 3/2	Argilosa	Blocos subangulares	Média	Moderado	Macia	Friável	Plástica e Pegajosa
3	10YR 4/3	10YR 3/3	Argilosa	Granular	Pequena	Moderado	Macia	Friável	Plástica e Pegajosa
4	10YR 4/3	10YR 3/3	Argilosa	Granular	Média	Moderado	Macia	Friável	Plástica e Pegajosa
5	10YR 4/4	10YR 4/3	Média	Granular	Pequena	Moderado	Dura	Firme	Pouco Plástica e Pouco Pegajosa
6	10YR 4/4	10YR 4/3	Média	Granular	Pequena	Moderado	Dura	Firme	Pouco Plástica e Pouco Pegajosa

Elaboração Própria.

### 3.2. Granulometria

Os solos apresentaram variação expressiva nos teores de argila, silte e areia total (Tabela 3). O teor de argila variou de 33,5% a 51,6%, sendo as maiores proporções observadas na salsa (51,6%) e alface (45,8%–45,5%). Solos de couve e coentro apresentaram teores intermediários, entre 33,5% e 42,5%. O teor de silte variou de 17,3% a 29,0%, enquanto a areia total oscilou entre 17,2% e 41,6%, com os maiores valores registrados nos cultivos de couve e coentro. A classificação textural predominante foi areia argilosa, com exceção de algumas amostras de couve que se enquadraram como areia média e uma amostra de cebolinha em profundidade que apresentou caráter pouco cascalhento argiloso. As frações de areia (fina, média e grossa) demonstraram maior presença de areia fina em todas as culturas. O pedregulho foi pouco expressivo, com valores variando entre 0% e 11,3%.

Tabela 3. Resultados da análise granulométrica conjunta (areia, silte e argila) nas áreas de cultivo, indicando variações texturais entre as espécies analisadas e as frações de areia fina, média e grossa.

Espécie	Profundidade (cm)	Argila %	Silte %	Areia Total %	Classificação Textural	Areia Fina %	Areia Média %	Areia Grossa %	Pedregulho			
									2,0 mm %	4,75 mm %	9,5 mm %	19,0 mm %
Alface	00-20	45,8	21,3	31,8	Areia Argilosa	23,2	3,9	4,7	0	0,8	0,3	0
Alface	20-40	45,5	26	26,7	Areia Argilosa	18,3	3,7	4,6	0	1	0,8	0
Couve	00-20	33,5	23,4	41,6	Areia Média	29,9	5,7	6	0	0,2	1,3	0
Couve	20-40	34,3	26,2	37,1	Areia Média	25,8	5,3	6,1	0,7	0,7	1,1	0
Cebolinha	00-20	41	19,5	34,4	Areia Argilosa	24,3	4,1	6,1	0	4,4	0,6	0
Cebolinha	20-40	40,5	17,3	29,9	Pouco Cascalhento Argiloso	18,7	3,5	7,7	1	11,3	0	0
Salsa	00-20	41,2	28,6	26,5	Areia Argilosa	18,2	4,2	4,1	0,3	2,1	0	1,3
Salsa	20-40	51,6	29	17,2	Areia Argilosa	7,7	5,3	4,1	1,6	0	0,6	0
Coentro	00-20	35,8	22,8	40	Areia Argilosa	30,2	5,3	4,5	0	0,1	1,3	0
Coentro	20-40	42,5	26,1	30,3	Areia Argilosa	21,8	4	4,5	1,2	0	0	0

Elaboração Própria.



### 3.3. Teor de Matéria Orgânica do Solo

Os teores de matéria orgânica mostraram valores consistentemente altos em todos os cultivos e profundidades, variando entre 13,39% e 17,70% (Tabela 4). A profundidade superficial (0–20 cm) exibiu maiores teores em relação às camadas de 20–40 cm, embora a diferença seja pequena. Os cultivos de salsa e alface apresentaram os maiores valores médios (17,59% e 16,74%, respectivamente), enquanto a cebolinha apresentou os menores (14,20% e 13,39%). As variações entre pontos dentro de cada espécie foram baixas, indicando homogeneidade no manejo e adubação orgânica ao longo da horta.

Tabela 4. Teores de matéria orgânica do solo (0–20 cm e 20–40 cm) sob diferentes cultivos (Alface, Couve, Salsa, Coentro e Cebolinha), destacando valores mínimos, máximos e médias.

<b>Espécie</b>	<b>Profundidade (cm)</b>	<b>Média(±DP) MO (%)</b>	<b>Valores Individuais (P1, P2, P3)</b>
<b>Alface</b>	00-20	16,74±0,8	16,10; 16,43; 17,70
<b>Alface</b>	20-40	16,55±1,32	15,13; 16,99; 17,52
<b>Couve</b>	00-20	16,42±0,58	16,40; 17,01; 15,86
<b>Couve</b>	20-40	16,41±1,22	16,88; 15,07; 17,29
<b>Cebolinha</b>	00-20	14,20±0,52	13,72; 14,75; 14,14
<b>Cebolinha</b>	20-40	13,39±0,38	13,63; 12,93; 13,63
<b>Salsa</b>	00-20	17,59±0,36	17,70; 17,19; 17,88
<b>Salsa</b>	20-40	17,16±0,47	17,46; 16,58; 17,44
<b>Coentro</b>	00-20	16,39±1,08	15,34; 16,32; 17,50
<b>Coentro</b>	20-40	16,63±0,41	16,04; 16,98; 16,86

Elaboração própria.

### 3.4. Potencial Hidrogeniônico do Solo

Os valores de pH apresentaram pouca variabilidade entre espécies e profundidades, variando entre 6,90 e 8,13, com média geral próxima de 7,4, caracterizando solos neutros a levemente alcalinos (Tabela 5). Os cultivos de couve,

cebolinha e coentro exibiram os valores mais elevados, especialmente na camada de 20–40 cm, atingindo médias entre 7,50 e 7,76. Já as amostras de alface apresentaram valores mais próximos à neutralidade (6,90–7,53). A diferença entre profundidades foi discreta, indicando estabilidade nos atributos químicos do solo ao longo do perfil cultivado.

Tabela 5. Valores de pH em água para solos das áreas cultivadas, em duas profundidades (0–20 cm e 20–40 cm), indicando variações entre cultivos e condições de neutralidade ou alcalinidade.

Espécie	Profundidade (cm)	pH Médio( $\pm$ DP)	Valores Individuais (P1; P2; P3)
Alface	00 – 20	7,14 ( $\pm$ 0,25)	7,53; 7,14; 6,90
Alface	20 – 40	6,96 ( $\pm$ 0,12)	6,96; 7,19; 6,93
Couve	00 – 20	7,48 ( $\pm$ 0,27)	7,48; 6,99; 7,65
Couve	20 – 40	7,74 ( $\pm$ 0,24)	7,24; 7,80; 7,74
Cebolinha	00 – 20	7,78 ( $\pm$ 0,13)	8,01; 7,69; 7,78
Cebolinha	20 – 40	7,76 ( $\pm$ 0,21)	7,96; 7,76; 7,43
Salsa	00 – 20	7,57 ( $\pm$ 0,07)	7,69; 7,57; 7,53
Salsa	20 – 40	7,50 ( $\pm$ 0,03)	7,54; 7,50; 7,47
Coentro	00 – 20	7,69 ( $\pm$ 0,26)	7,51; 8,13; 7,69
Coentro	20 – 40	7,57 ( $\pm$ 0,13)	7,69; 7,38; 7,57

Elaboração própria.

### 3.5. Condutividade Elétrica do Solo

A condutividade elétrica apresentou maior variação em comparação aos demais parâmetros, com valores médios variando entre 114,34 e 279,04  $\mu$ S/cm na camada de 0–20 cm e entre 119,36 e 252,90  $\mu$ S/cm na camada de 20–40 cm (Tabela 6). A maior variabilidade foi registrada no cultivo de alface, com valores oscilando entre 150,06 e 517,43  $\mu$ S/cm, indicando diferenciação no manejo ou intensidade de adubação entre pontos. Os demais cultivos apresentaram valores mais homogêneos, especialmente couve, salsa e coentro, com CE variando entre 122 e 156  $\mu$ S/cm. De modo geral, os

valores indicam baixa salinidade do solo.

Tabela 6. Condutividade elétrica do solo em  $\mu\text{S}/\text{cm}$  nas diferentes áreas de cultivo e profundidades, destacando o grau de salinidade e a variabilidade entre espécies.

<b>Espécie</b>	<b>Profundidade</b>	<b>CE Média(<math>\pm</math>DP)</b>	<b>Valores Individuais (P1; P2; P3)</b>
Alface	00 – 20	279,04 ( $\pm$ 191,48)	169,62; 150,06; 517,43
Alface	20 – 40	252,90 ( $\pm$ 185,47)	123,32; 153,34; 482,03
Couve	00 – 20	149,11 ( $\pm$ 7,65)	141,28; 149,53; 156,52
Couve	20 – 40	139,60 ( $\pm$ 3,92)	135,62; 139,72; 143,45
Cebolinha	00 – 20	114,34 ( $\pm$ 16,70)	121,48; 127,26; 94,28
Cebolinha	20 – 40	119,36 ( $\pm$ 34,52)	83,44; 122,38; 152,25
Salsa	00 – 20	134,49 ( $\pm$ 10,19)	125,39; 145,22; 132,85
Salsa	20 – 40	122,19 ( $\pm$ 12,76)	130,68; 129,25; 106,64
Coentro	00 – 20	137,28 ( $\pm$ 13,60)	121,25; 144,15; 146,45
Coentro	20 – 40	137,84 ( $\pm$ 11,35)	124,72; 145,38; 143,42

Elaboração própria.

### 3.6. Fluorescência de Raios X

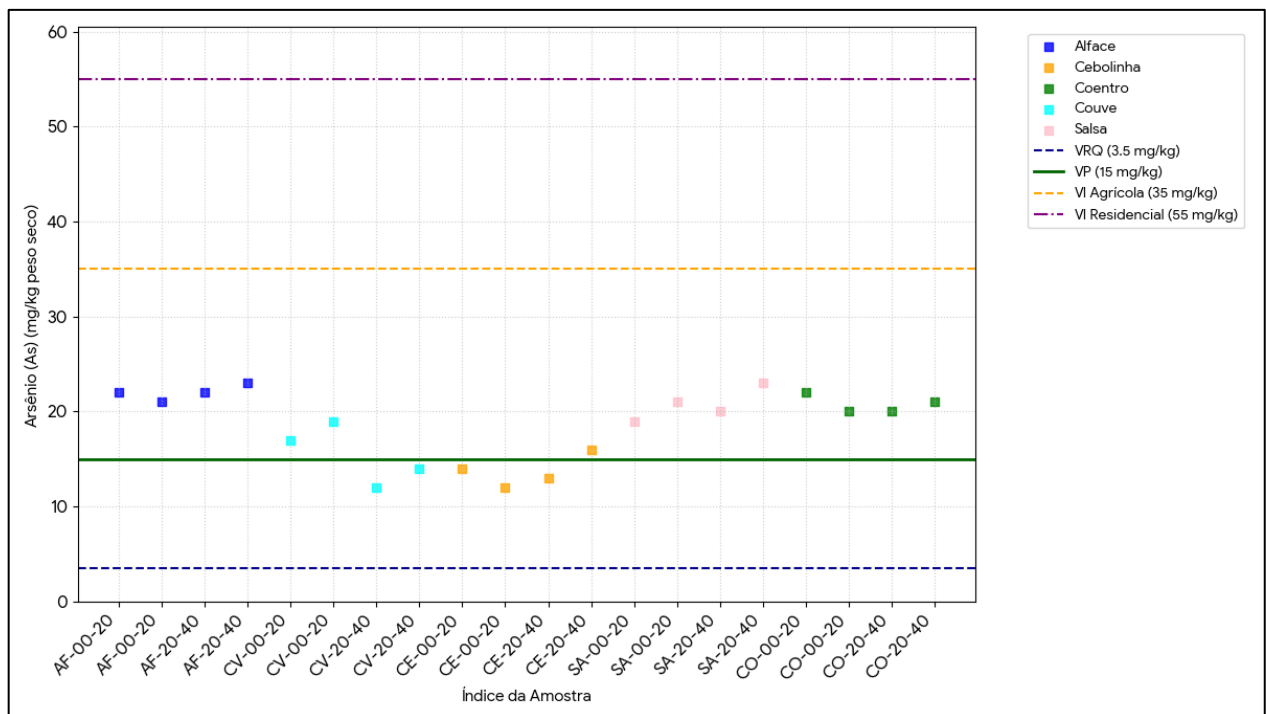
Observou-se que todas as amostras apresentaram teores de As superiores ao Valor de Referência de Qualidade (VRQ) de 3,5 mg/kg, sinalizando que o *background* geológico da área ou as atividades pretéritas e atuais de manejo resultaram em uma elevação do teor deste metaloide no solo (Figura 5). O Valor de Prevenção (VP) de 15 mg/kg, que é o limiar para o monitoramento de águas subterrâneas, foi excedido pelas culturas de alface e salsa, e atingido ou ligeiramente excedido pela couve e coentro. Os valores obtidos para estes cultivos atingiram concentrações máximas em torno de 23 mg/kg (alface) e 24 mg/kg (salsa), indicando uma alteração na qualidade natural do solo que exige atenção. Em contraste, o cultivo de cebolinha foi o único a manter os teores de As de forma homogênea abaixo do VP, com valores oscilando entre 12 mg/kg e 13 mg/kg (Figura 5). É importante destacar que nenhuma das amostras apresentou concentração que atingisse o Valor de Investigação (VI) Agrícola de 35 mg/kg.

Dessa forma, os resultados não configuram, segundo a legislação, uma situação que exija intervenção imediata para restrição de uso do solo, mas sim um cenário de prevenção e monitoramento.

Agora, a partir da Variação e Homogeneidade dos Resultados, observa-se que a variação total das concentrações de Arsênio nas amostras foi de aproximadamente 11 mg/kg (Couve) a 24 mg/kg (Salsa). As culturas de Alface e Salsa registraram a maior variabilidade positiva em relação ao VP, com todos os pontos amostrados acima de 19 mg/kg, sugerindo uma maior propensão à acumulação de As nessas áreas ou condições específicas de manejo. A Cebolinha apresentou a maior homogeneidade e o menor teor, com todos os valores próximos de 12 mg/kg. Couve e Coentro demonstraram uma variabilidade moderada, com pontos amostrais abrangendo a região próxima, abaixo e acima do VP de 15 mg/kg.

Em suma, os dados indicam um solo com teores de Arsênio elevados em relação ao *background* (VRQ) e, para a maioria dos cultivos, acima do limiar de Prevenção (VP). Recomenda-se o aprofundamento da investigação das vias de exposição do Arsênio, especialmente a absorção pelas culturas e a qualidade das águas subterrâneas.

Figura 5. Comparação entre as concentrações de Arsênio (As) no solo das áreas cultivadas e os Valores Orientadores da CETESB (VRQ, VP, VI Agrícola e VI Residencial), indicando excedentes e risco potencial.



Fonte: CETESB (2021). Elaboração Própria.

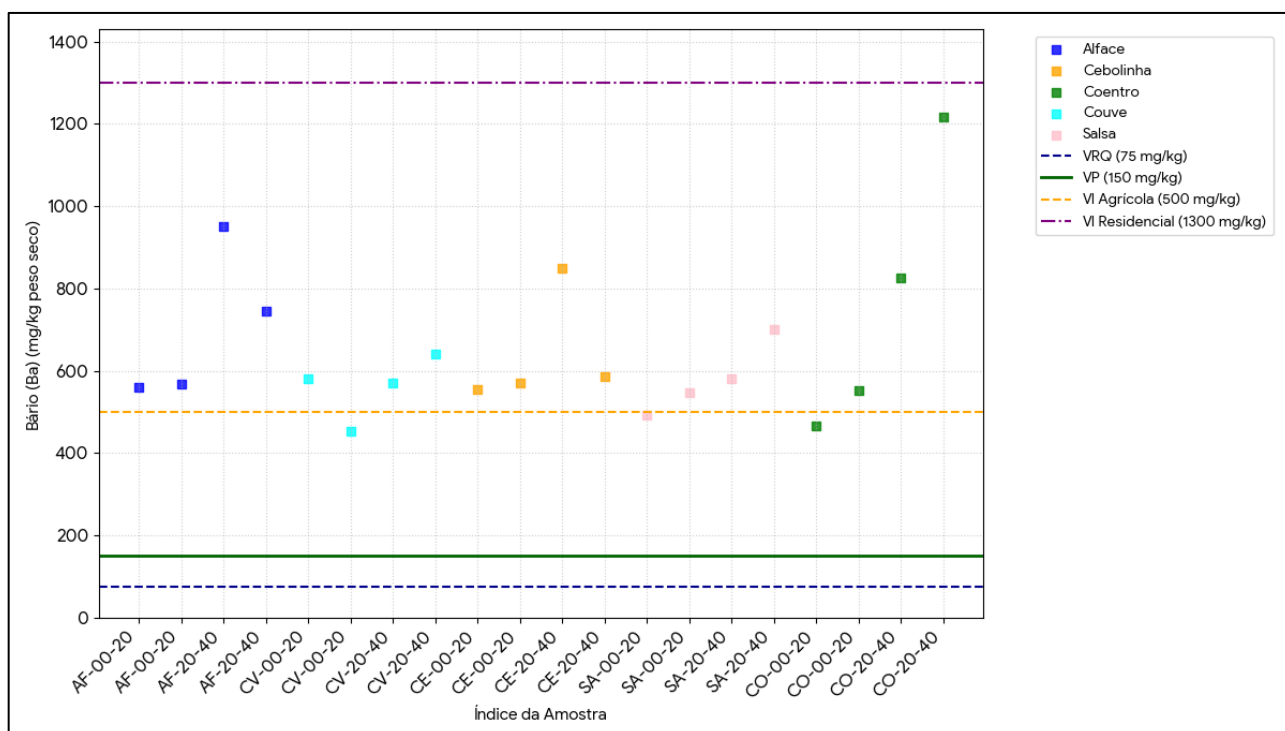
As concentrações de Ba no solo das diferentes áreas de cultivo (Alface, Cebolinha, Coentro, Couve e Salsa) indicaram uma presença significativa do metaloide, com todos os valores mensurados excedendo os limiares de prevenção e, em sua maioria, o VI Agrícola (Figura 6).

As concentrações de Bário foram substancialmente elevadas em todas as amostras, uma vez que a totalidade dos pontos amostrais ultrapassou, de forma expressiva, o VRQ de 75 mg/kg e o VP de 150 mg/kg. Isso sugere um background geológico naturalmente rico em Ba ou uma forte influência antrópica. O parâmetro mais crítico, o VI Agrícola de 500 mg/kg, foi excedido na grande maioria das amostras. As

culturas de Alface, Cebolinha e Salsa apresentaram 100% de seus pontos amostrais acima do VI Agrícola, com valores máximos oscilando entre aproximadamente 700 mg/kg (Salsa) e 950 mg/kg (Alface). As culturas de Couve e Coentro registraram os menores valores na camada mais superficial (0-20 cm), com concentrações de aproximadamente 450 mg/kg, ficando ligeiramente abaixo do VI Agrícola. O valor de concentração mais elevado em todo o estudo foi registrado na amostra de Coentro na camada de 20-40 cm (aproximadamente 1200 mg/kg), o que representa um valor extremamente alto, aproximando-se do Valor de Investigação Residencial de 1300 mg/kg (Figura 6). Nenhuma amostra atingiu o VI Residencial, mas a alta concentração em Coentro na profundidade 20-40 cm exige uma investigação aprofundada.

De forma geral, a maioria dos cultivos apresentou um aumento nas concentrações de Ba na camada mais profunda 20-40 cm em comparação com a camada superficial (0-20 cm; Figura 6). Essa tendência é notória no Coentro, onde o teor de Ba salta de aproximadamente 450 mg/kg (0-20 cm) para 1200 mg/kg (20-40 cm), indicando uma zona de acumulação em subsuperfície. A Alface também demonstrou um pico significativo na camada mais profunda, com aproximadamente 950 mg/kg. A Cebolinha apresentou uma distribuição mais homogênea entre as camadas, com valores máximos na camada mais profunda de aproximadamente 850 mg/kg (Figura 6). Os resultados sinalizam uma condição de alerta em relação ao Bário, com a maioria das amostras em níveis que, pela legislação, demandam investigação da qualidade da água subterrânea e avaliação de riscos à saúde humana e aos ecossistemas.

Figura 6. Comparação entre as concentrações de Bário (Ba) nas áreas cultivadas e os Valores Orientadores da CETESB (VRQ, VP e Valor de Interferência Agrícola), destacando a heterogeneidade e os excedentes generalizados. Destaque para a heterogeneidade das medições.



Fonte: CETESB, 2021. Elaboração própria.

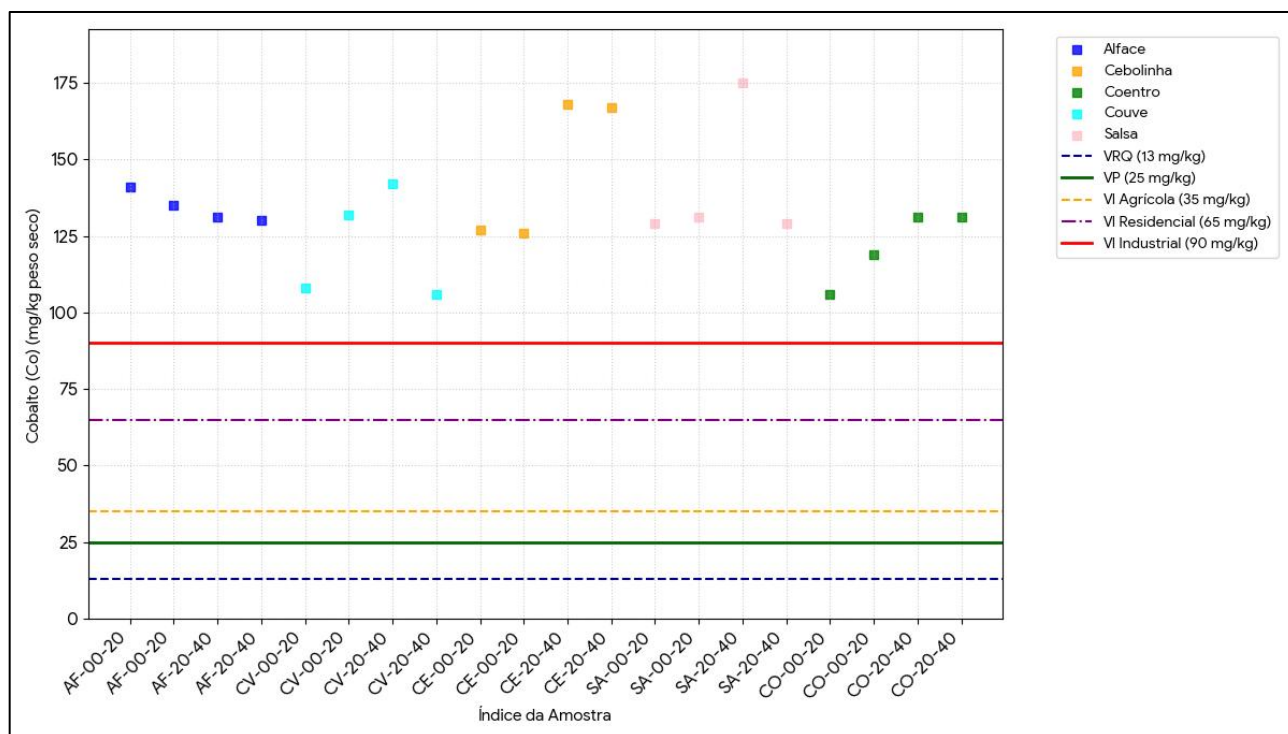
As concentrações de Co determinadas no solo das diferentes áreas de cultivo (Alface, Cebolinha, Coentro, Couve e Salsa) indicaram que os teores do metaloide se encontram em níveis que, predominantemente, excedem o Valor de Intervenção (VI) Industrial estabelecido pela CETESB, o limite mais rigoroso para o cenário de contaminação (Figura 7). A análise revelou que todas as amostras apresentaram concentrações de Cobalto significativamente acima de todos os limiares de referência e prevenção: VRQ (13 mg/kg), VP (25 mg/kg) e VI Agrícola (35 mg/kg): Todos esses valores foram largamente ultrapassados por 100% das amostras. A concentração mais

baixa registrada no estudo (Couve, amostra CV-20-40 aproximadamente 106 mg/kg) é ainda aproximadamente três vezes maior que o VI Agrícola. VI Industrial (90 mg/kg): Este valor de 90 mg/kg, que representa o limiar de intervenção mais rigoroso, foi excedido pela maioria das amostras. As culturas de Alface, Cebolinha, Coentro e Salsa apresentaram teores consistentemente acima de 90 mg/kg. A Couve foi a única que registrou concentrações abaixo de 90 mg/kg em dois pontos amostrais (aproximadamente 88 mg/kg e aproximadamente 89 mg/kg), embora tenha apresentado outros pontos acima (Figura 7).

A concentração total de Cobalto nas amostras variou de aproximadamente 88 mg/kg (Couve) a 175 mg/kg (Salsa e Cebolinha). As concentrações mais elevadas foram observadas nas amostras de Salsa e Cebolinha, com picos atingindo aproximadamente 175 mg/kg (Salsa, 00-20 cm) e aproximadamente 170 mg/kg (Cebolinha, 20-40 cm), respectivamente. As amostras de Couve e Coentro foram, em média, as que apresentaram os teores mais baixos, com valores oscilando entre aproximadamente 88 mg/kg e aproximadamente 135 mg/kg. A Salsa e a Cebolinha também apresentaram a maior variabilidade nas concentrações, com as amplitudes mais significativas entre os pontos amostrais. De modo geral, os resultados indicam uma contaminação generalizada por Cobalto nas áreas de cultivo, com teores que ultrapassam o limiar de intervenção mais cauteloso (VI Industrial). As altas concentrações, especialmente em Alface, Cebolinha e Salsa, demandam uma investigação imediata para identificar a fonte de contaminação e avaliar o risco potencial à saúde humana através da cadeia alimentar.



Figura 7. Comparação entre as concentrações de Cobalto (Co) para áreas cultivadas e os valores de referência CETESB (VRQ, VP, VI Agrícola e VI Industrial), evidenciando excedentes e necessidade de investigação.



Fonte: Cetesb (2021). Elaboração Própria.

### 3.7. Dimensionamento das Áreas Agricultáveis e Hortas Urbanas em São Mateus

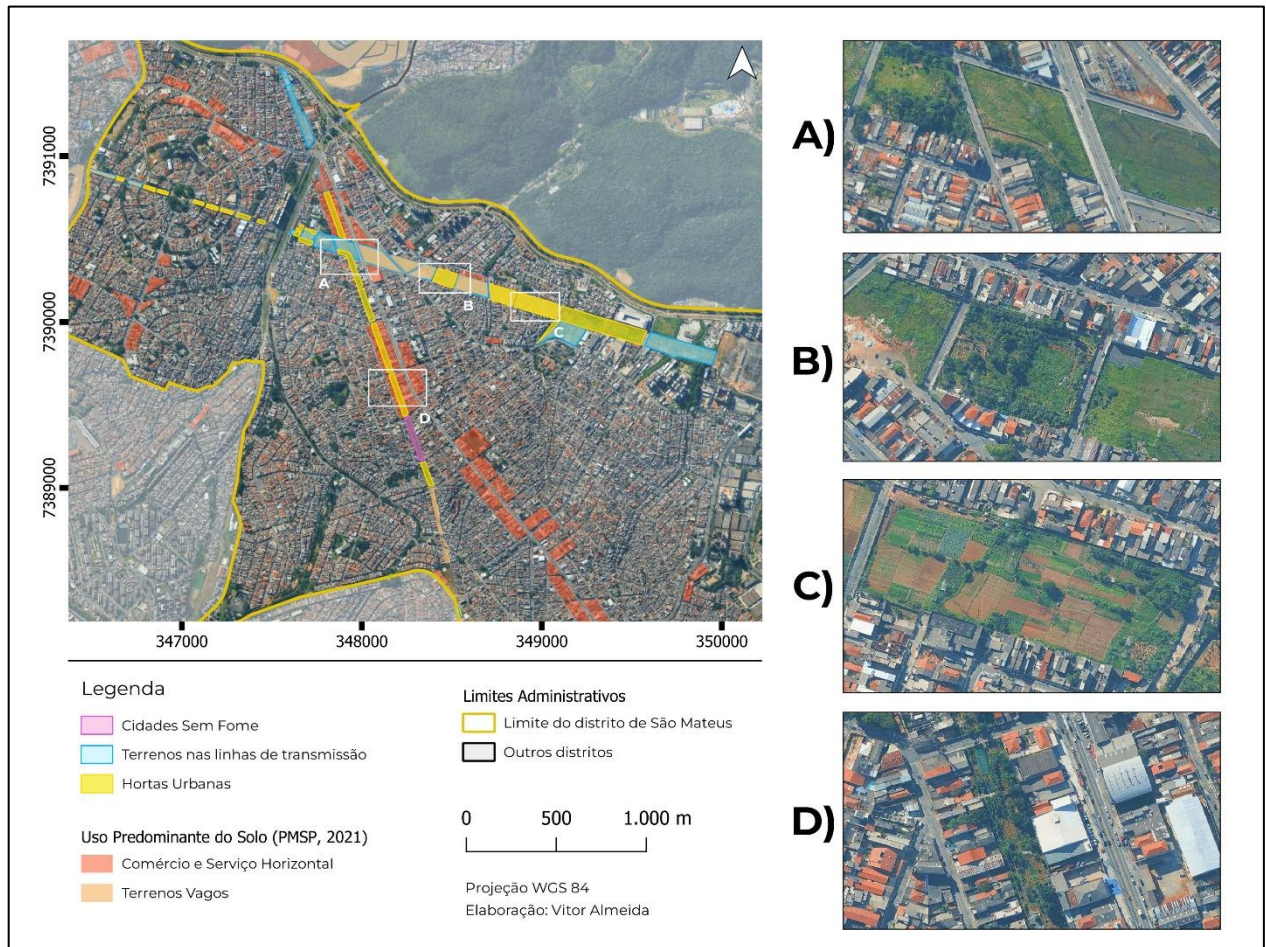
O levantamento espacial das áreas agricultáveis no distrito de São Mateus, incluindo hortas comunitárias, hortas institucionais e terrenos sob faixas de servidão de linhas de transmissão, permitiu identificar o potencial atual e futuro da agricultura urbana na região. A interpretação de imagens de satélite de alta resolução (PMSP, 2021), associada a análises cartográficas e fotointerpretação manual, resultou na delimitação de polígonos representando áreas efetivamente cultivadas e áreas com potencial imediato para uso agrícola. A seguir, apresentam-se os resultados de forma segmentada, destacando as informações contidas nas Figuras 8 e 9 e na Tabela 7.

A Figura 8 apresenta a distribuição espacial das hortas urbanas mapeadas no distrito de São Mateus, inseridas dentro do contexto geral de uso e ocupação do solo

obtido a partir das imagens de satélite. As hortas aparecem distribuídas majoritariamente em setores próximos às áreas residenciais densificadas, reforçando a relação direta entre agricultura urbana, segurança alimentar e ocupação de espaços ociosos ou subutilizados. Também se observam áreas agricultáveis situadas em faixas de servidão de linhas de transmissão, caracterizadas por baixa verticalização e uso restrito, mas com elevado potencial para hortas comunitárias ou de base agroecológica.

As manchas verdes identificadas correspondem às áreas efetivamente cultivadas, enquanto os polígonos em tons mais claros representam terrenos que, apesar de ainda não utilizados, apresentam características adequadas para uso agrícola devido à declividade reduzida, ausência de edificações e proximidade com vias de acesso. Essa espacialização evidencia que o distrito possui uma rede fragmentada, porém significativa, de agricultura urbana, capaz de contribuir para a produção local de alimentos e para a geração de renda.

Figura 8. Imagens de Satélite em relação ao Uso do Solo (PMSP,2021), com a presença das hortas urbanas mapeadas e terrenos agricultáveis definidos após a Fotointerpretação das imagens. Distrito de São Mateus, São Paulo.



Fonte: Google Earth (2025); PMSP (2021). Elaboração Própria.

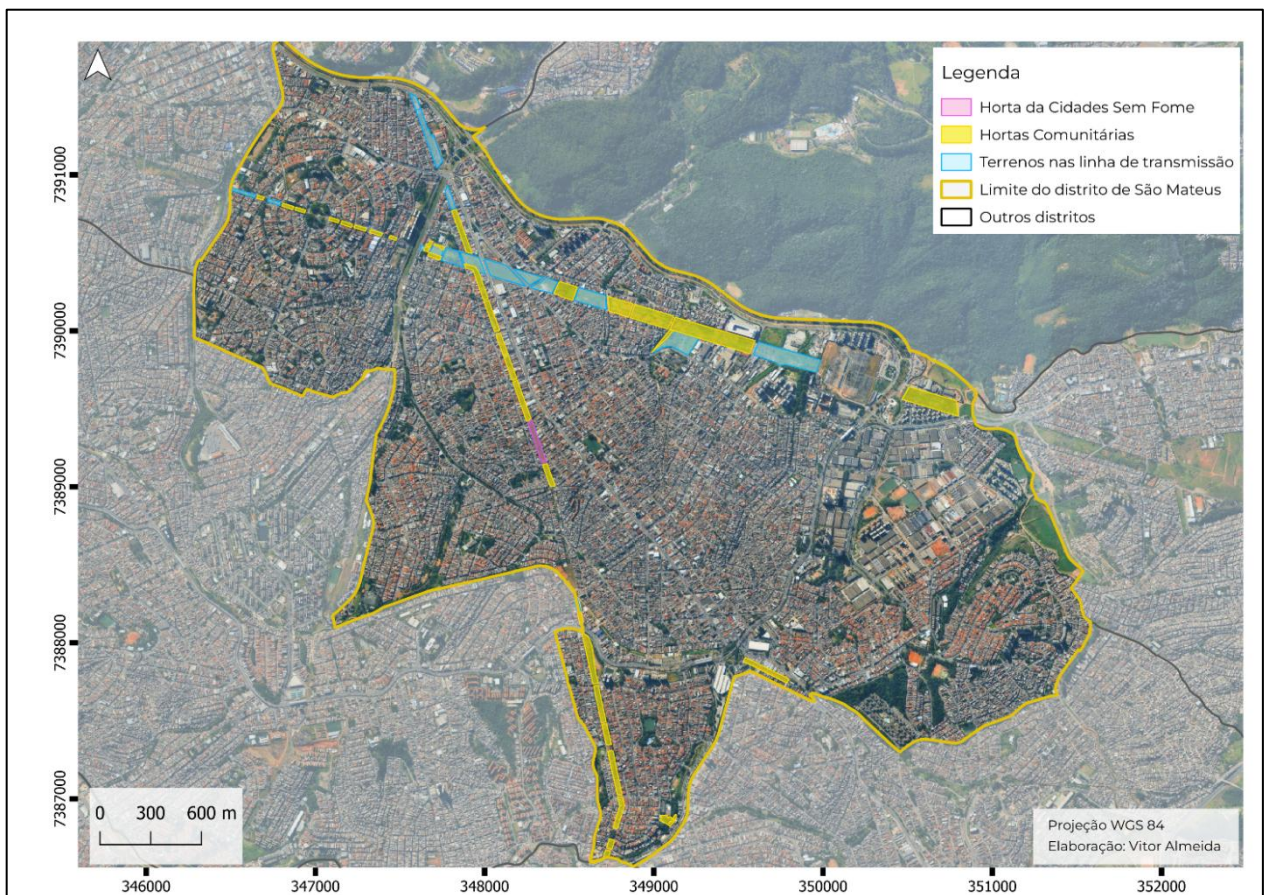
A Figura 9 apresenta o dimensionamento das áreas agricultáveis identificadas a partir da fotointerpretação, destacando a extensão total de áreas já utilizadas como horta e aquelas com potencial imediato para implantação. A figura permite observar a proporção entre áreas consolidadas e novas áreas sugeridas, evidenciando que a soma das hortas existentes atinge aproximadamente 236.007,23 m<sup>2</sup>, ao passo que os terrenos agricultáveis sob linhas de transmissão somam cerca de 152.285,81 m<sup>2</sup>.

Em destaque, observa-se a área destinada ao projeto Cidades Sem Fome, que representa um dos maiores polos de agricultura urbana da região. A área agricultável



estimada desse complexo demonstra que, mesmo em pequena escala territorial relativa ao distrito, há expressiva capacidade de produção intensiva e diversificada. A análise reforça que as áreas mapeadas em São Mateus têm relevância não apenas pelo tamanho, mas também pela distribuição, conectividade e possibilidade de expansão do sistema de produção.

Figura 9. Área das Hortas Comunitárias e Terrenos Agricultáveis Definidos após fotointerpretação das imagens de satélite. Em destaque, Horta da Cidades Sem Fome.



Fonte: Google Earth (2025); PMSP (2021). Elaboração Própria.

Somando-se as hortas urbanas ativas e os terrenos agricultáveis sob servidão, alcança-se um total de 388.293,04 m<sup>2</sup>. Quando comparado à área total do distrito (12.800.219,28 m<sup>2</sup>), esse montante representa 3,03% do território (Tabela 7).

Embora esse percentual possa parecer pequeno em termos relativos, sua relevância se acentua quando considerado o contexto urbano: trata-se de uma proporção expressiva de áreas disponíveis e aptas para agricultura em um distrito densamente ocupado. A tabela permite uma visualização clara da relação entre potencial produtivo e limitação espacial típica das regiões metropolitanas.

Esses resultados reforçam que, mesmo em um contexto altamente urbanizado, existe espaço capaz de sustentar a expansão da agricultura urbana como estratégia socioambiental, de saúde pública e de segurança alimentar.

Tabela 7. Área das hortas e terrenos agricultáveis pela área de São Mateus

<b>Descrição da Área</b>	<b>Área (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Porcentagem em Relação à Área do Distrito</b>
Área Total de Hortas	236.007,23	1,84%
Área Total de terrenos nas linhas de transmissão <sup>1</sup>	152.285,81	1,19%
Soma das Áreas	388.293,04	3,03%
Área Total do Distrito de São Mateus	12.800.219,28	—

Fonte: Elaboração própria.

<sup>1</sup>foram considerados agricultáveis aqueles terrenos que tinham área de solo exposto, incluindo aqueles com ocupações no entorno.

### 3.8. Discussão

#### 3.8.1. Qualidade, Funcionalidade e Desempenho Agrícola do Solo

A qualidade do solo é um conceito definido pela sua capacidade de desempenhar um conjunto de funções ecossistêmicas, como suporte à vegetação, produção primária de alimentos, ciclagem de nutrientes, purificação da água e manutenção da biodiversidade (Wagg *et al.*, 2014; Waterhouse *et al.*, 2024). Nesse sentido, práticas agrícolas sustentáveis demonstraram impactos positivos no aumento da qualidade do solo e na preservação dos serviços ecossistêmicos (Rodríguez *et al.*, 2022). Bem como um manejo adequado está associado à recuperação do solo em suas capacidades físicas químicas e biológicas (Miner *et al.*, 2020).

Os resultados mostram diversos indicativos de funcionalidade do solo na horta urbana analisada. A textura média a argilosa (Tabelas 2 e 3) é associada a uma maior capacidade de troca catiônica e maior retenção de água (Soria *et al.*, 2019). Solos argilosos têm uma maior capacidade de se agregar principalmente associados a altos teores de matéria orgânica (Tabela 4), o que melhora o arejamento e a infiltração de água, reduzindo a propensão à erosão (Formiga Júnior; Cândido; Amaral, 2014). Estudos mostram que o aumento da percentagem de argila está ligado à proteção física da matéria orgânica, bem como à formação de agregados que melhoram a estrutura do solo (Soria *et al.*, 2019). Essa estrutura mais estável beneficia diretamente a produtividade das culturas, fornecendo um ambiente propício para o crescimento radicular e melhor funcionamento do solo (Pillar; Tornquist; Bayer, 2012).

As altas taxas de matéria orgânica encontradas (Tabela 4) refletem um cenário completamente díspar de solos com características parecidas. Zanão *et al.* mediu os teores de MOS em Latossolos de textura média sob sistema de plantio direto, apresentando valores de aproximadamente 3,0% a 5,0% em profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm (Zanão *et al.*, 2010). Ainda mais, solos com textura média, em boas condições de manejo, apresentam uma matéria orgânica por volta de 12% (Wuddivira; Camps-Roach, 2007), revelando-nos uma taxa elevada em comparação com outros

solos de textura parecida, inclusive em solos não-urbanos. O que pode ser explicado pelo manejo da área de estudo ter pouco revolvimento do solo e pelo uso de adubagem, práticas associadas a um acúmulo maior de MO (Farooqi *et al.*, 2018; Hou *et al.*, 2012), resultando em um melhoramento da estrutura e fertilidade do solo.

A alcalinidade leve encontrada nos resultados (Tabela 5), em solos franco-argilosos, é muitas vezes resultante da presença de carbonatos de cálcio, que tamponam o sistema, mantendo o pH relativamente estável (Mukta; Hossin; Islam, 2023). Também relacionando a estabilidade do pH entre neutro e levemente alcalino (como encontrado) e a textura média com o aumento da fertilidade e funcionalidade do solo (Mukta; Hossin; Islam, 2023). Adicionalmente, outros estudos propõem que essas condições de manejo melhoram a disponibilidade de nutrientes e funcionalidade agrícola do solo (Han *et al.*, 2023; Lalande; Gagnon; Royer, 2009). Outros trabalhos alertam para como a textura do solo afeta a vida microbiológica deste quando associado a um pH alcalino e pode ser benéfica à saúde do solo, bem como a disponibilidade de nitrogênio acompanha a mesma tendência, gerando um sistema de retroalimentação na pedosfera (Chen *et al.*, 2013; Lauber *et al.*, 2009). Ainda mais, as condições de pH podem afetar a biodisponibilidade de certos micronutrientes (como Fe, Zn e Cu), que tendem a ser menos solúveis em pH mais alto. Este ponto pode ser mitigado pela presença da alta MO, que atua como agente quelante, mantendo micronutrientes disponíveis mesmo em pHs mais altos. Deve haver um equilíbrio entre o pH ideal para a cultura (alcançado pela correção) e o monitoramento da nutrição (Krüger *et al.*, 2017).

Os resultados do pH do solo em água (Tabela 5) indicavam uma tendência a pouca salinidade e, conseqüentemente, baixos teores de condutividade elétrica (Tabela 6), uma vez que pH alcalinos tendem a promover a dominância de íons de sódio (Huang *et al.*, 2016). Por outro lado, o Ponto 3 das amostras de alface tem um pH neutro e dados de CE três vezes mais condutíveis que outros pontos da mesma cultura. Uma das possibilidades é o uso de fertilizantes inorgânicos sem a devida consideração das características do solo, que pode resultar em uma deterioração da qualidade do solo e aumento desproporcional da CE (Leonardo *et al.*, 2008; Li *et al.*, 2024). Entendendo-se que a composição de matéria orgânica que pode contribuir para a interação entre CE e a

funcionalidade do solo (Suvendran *et al.*, 2025). Um alto teor de matéria orgânica pode suprimir os efeitos da salinidade, melhorando retenção de água e a ciclagem de nutrientes (Suvendran *et al.*, 2025).

Os resultados obtidos sugerem um manejo intensivo, evidenciado pelo elevadíssimo teor de MO (>13%), pH ideal (próximo de 7) e CE controlada com a exceção do AF-P3, que promoveu a restauração funcional do solo em um ambiente originalmente de risco (Proust, 2022). Desta forma, indica-se que o solo está funcionalmente compatível com o bom desempenho agrícola, superando em partes a degradação urbana esperada. De fato, há capacidade de resiliência pedológica do solo sob manejo adequado, mesmo em locais marginalizados e com histórico de pressão urbana, diferenciando-o de solos agrícolas não urbanos (Salvati, L.; Karamesouti; Kosmas, 2014; Salvati *et al.*, 2018).

### **3.8.2. Potencial de Contaminação e Segurança Alimentar**

Os resultados da análise por FRX (Figuras 4, 5 e 6), em relação aos Valores Orientadores (CETESB, 2021), nos mostram uma necessidade de atenção para a contaminação por metais pesados. Em especial Arsênio, Bário e Cobalto, que nas análises ultrapassam o Valor de Referência de Qualidade e o Valor de Prevenção.

As concentrações de arsênio nas amostras coletadas ultrapassam, em sua maioria, os valores de VP, apresentando uma média de 18,1 ppm, 5,2 vezes o VRQ e acima do VP. Como arsênio é um elemento químico de presença exclusiva de atividades antrópicas, o VRQ exigido pela CETESB (3,5 ppm) acaba por representar uma fração diminuta do solo, refletindo uma limitação da metodologia de FRX (CETESB, 2021). Compreende-se que, para analisar o teor do total de elementos do solo, técnicas como de ICP-OES e ICP-MS são melhores estabelecidas por sua alta sensibilidade e precisão, permitindo a detecção de níveis de traços de metais pesados (McComb *et al.*, 2014).

O arsênio, como um contaminante ambiental bem conhecido, associa-se ao solo por meio das práticas de agricultura, mineração e diversos processos industriais (Niazi; Singh; Shah, 2011). A maior parte das fontes dessa contaminação incluem pesticidas



com base de arsênio, depósitos de resíduos industriais e irrigação com águas subterrâneas contaminadas com Arsênio (Meharg; Rahman, 2003). Assim, podem oferecer riscos associado a diversos problemas de saúde, incluindo câncer, doenças cardiovasculares e efeitos adversos na reprodução (Chung; Yu; Hong, 2014), principalmente em contextos agrícolas, onde as culturas absorvem arsênio do solo, levando à sua introdução na cadeia alimentar. Alguns trabalhos de bioacumulação relataram níveis crescentes de arsênio em diversas culturas, incluindo hortaliças, cultivadas em áreas afetadas (Bhattacharya *et al.*, 2010; Ramirez-Andreotta *et al.*, 2013).

Os resultados das amostras de Bário na análise por FRX excedem os VRQ, VP e VI Agrícola (CETESB, 2021), apresentando uma média de 650,5 ppm. De acordo com McBride *et al.*, a contaminação do solo com bário e outros metais pesados, como chumbo e cádmio, é influenciada por variáveis do solo, incluindo a presença de poluentes atmosféricos que se depositam em áreas urbanas. Os autores mostram que as concentrações de bário encontradas nas hortas urbanas podem estar associadas a fatores como a proximidade a rodovias e a natureza dos poluentes nas regiões urbanas (McBride *et al.*, 2014). Assim, os riscos à saúde associados ao bário em altas concentrações em culturas mostram-se preocupantes, a contaminação deve ser uma preocupação em comunidades urbanas, especialmente aquelas economicamente desfavorecidas que dependem desses recursos para sua segurança alimentar (Lange *et al.*, 2024).

Já os valores encontrados de Cobalto (Co) revelam um cenário de contaminação com a concentração maior que os valores orientadores (inclusive VI Industrial) em todos os pontos analisados, apresentando uma média 132,56 ppm (Figura 6) (CETESB, 2021). Esse comportamento pode estar relacionado ao manejo inadequado do solo, pois o cobalto desempenha um papel essencial como micronutriente, presente em diversos fertilizantes, embora em concentrações excessivas possa prejudicar a saúde das plantas e a qualidade do solo (Kosiorek; Wyszowski, 2019). O uso indiscriminado de fertilizantes com cobalto em sua composição pode ter gerado o aumento da concentração em toda extensão da horta. Ainda que também possam ser provenientes de atividades industriais (Kosiorek; Wyszowski, 2016). Ademais, a disponibilidade de cobalto em concentrações

elevadas para as plantas pode levar a efeitos adversos, como necrose foliar e inibições no crescimento celular (Wendling; Kirby; McLaughlin, 2009). No mais, é bem descrito a bioacumulação desse metal em organismos que consomem plantas contaminadas, levando riscos à saúde para os consumidores diretos e indiretos, principalmente associada a doenças dermatológicas (Khan *et al.*, 2023; Morrone *et al.*, 2014).

O fato de ser uma horta localizada sob linhas de transmissão parece não ter relação direta com as contaminações encontradas. Primeiro, pois a contaminação por As, Ba e Co sugerem origens diferentes que a das estruturas das linhas de transmissão (Kosiorek; Wyszowski, 2016; McBride *et al.*, 2014; Meharg; Rahman, 2003). Segundo, porque os estudos que investigaram a liberação de metais por essas estruturas apontam outros metais como cobre (Cu), chumbo (Pb) e cádmio (Cd) (Almaleh, 2023). Além de os materiais que compõem as linhas de transmissão serem geralmente aço galvanizado ou alumínio e poderem deteriorar em condições adversas de solo, especialmente quando expostos à alta umidade e ao pH ácido (Lopes; Loureiro; Junqueira, 2014). Distante dos resultados encontrados (Tabela 5).

Por outro lado, a proximidade geográfica com pequenas indústrias e residências bem como o entorno com intenso tráfego veicular podem ter relações com as concentrações de As e Ba encontradas (Mitchell *et al.*, 2014). Assim sugerimos que trabalhos posteriores possam tratar da remediação, como descrito em Chou *et al.* (2010). As concentrações de Co, em especial, podem ser mitigadas com a promoção de instruções de manejo, já que a hipótese mais provável é que tenha ocorrido um excesso no uso de fertilizantes à base de Co (Kosiorek & Wyszowski, 2019). No mais, sugerimos uma investigação profunda na localidade para identificar as possíveis origens da contaminação, com base nas possibilidades levantadas, possibilitando um aumento da segurança da produção. As Hortas urbanas podem oferecer uma produção segura desde que monitoradas, a conscientização sobre a contaminação do solo e o acesso a informações sobre procedimentos de teste são cruciais para permitir que os agricultores urbanos cultivem alimentos de forma segura (Wortman; Lovell, 2013). Isso é especialmente importante em áreas onde atividades industriais anteriores podem ter levado à acumulação de metais pesados (McBride *et al.*, 2014).

### 3.8.3. Implicações Socioambientais e o papel das hortas urbanas

Com a produtividade alcançada de aproximadamente 6kg por m<sup>2</sup>/ano a área de estudo mostra um potencial agrícola e econômico positivo (Bartaburu, 2023). Isso se deve por uma associação entre os atributos do solo e manejo somados a um ambiente e distribuição bastante favorável (Barbosa *et al.*, 2022; Proust, 2022). Ao melhorar a estrutura, saúde e funcionalidade de um solo outrora destinado apenas à sustentação das linhas de transmissão e como depósito de resíduos, após o início da prática, estão utilizando esses terrenos de forma sustentável (Glavan *et al.*, 2016). Tal uso fornece benefícios sociais e ecossistêmicos para a população de São Mateus, fortalecendo a relação entre a produção sustentável e geração de renda (Proust, 2022).

À medida que as hortas urbanas geram uma melhor destinação a essas áreas, também ajudam a regular a temperaturas e melhorar a qualidade do ar, reduzindo a presença das ilhas de calor (Baležentienė, 2018). São potenciais auxiliadores da gestão de resíduos, uma vez que dão uma destinação prática aos resíduos orgânicos (Thompson; Kao-Kniffin, 2019). Interceptam a água da chuva, permitindo a recarga dos aquíferos e reduzindo os riscos de inundação (Ngo, 2018). Outrossim, no formato linear das hortas urbanas de São Mateus, existe o benefício de integrar espaços verdes urbanos, o que fornece um suporte relevante à vida selvagem (Simao; Matthijs; Perfecto, 2018). Além de serem potenciais sequestradores de carbono (Thompson & Kao-Kniffin, 2019).

Em adição à produção de alimentos e fornecimento de benefícios ecossistêmicos, a prática das hortas urbanas oferece qualidade de vida à população (Barbosa *et al.*, 2022). A agricultura urbana tem mostrado um impacto positivo na geração de renda para famílias que participam de hortas comunitárias (Valent; Oliveira; Valent, 2017). Os espaços servem como espaços educativos, promovendo a conscientização sobre processos ecológicos e biodiversidade entre os moradores urbanos (Barthel; Folke; Colding, 2010). Adicionalmente, há uma correlação positiva entre as proximidades de hortas urbanas e o aumento de consumo de frutas e vegetais entre os residentes urbanos (Skelton *et al.*, 2020), melhorando a alimentação com alimentos frescos e de fácil acesso

(Lovell, 2010). Também se melhora as condições de segurança alimentar e estimula-se a integração social, permitindo que membros de diferentes origens se unam em torno de objetivos comuns, como a produção de alimentos (Barbosa *et al.*, 2022).

As hortas urbanas são um potencial instrumento de políticas públicas para uso e ocupação do solo em São Paulo. Há uma necessidade inerente de expansão e reconhecimento do modelo pela governança urbana, visando a questões culturais, educacionais e de segurança alimentar (Medeiros *et al.*, 2020). O incentivo das hortas urbanas enquadra-se no Plano Diretor da Prefeitura Municipal de São Paulo, com o fortalecimento das infraestruturas verdes (PMSP, 2024). Tal como o fortalecimento dessas estruturas está alinhado aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável com ODS 2 (Fome Zero e Agricultura Sustentável), 11 (Cidades e Comunidades Sustentáveis) e 15 (Vida Terrestre) (ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS, 2015; Mota; Barros; Santos, 2025).

#### **3.8.4. Potencial da Política Pública das Hortas Urbanas em São Mateus**

A dimensão das hortas urbanas como política pública deve ser vista pela sua relevância espacial no distrito, entendendo que o uso de ferramentas de análise de informação facilita a visualização de dados espaciais para a tomada de decisões informadas na governança regional (Laiko; Tsynalievskia, 2025). Assim, as Figuras 7 e 8 resultam de nossa espacialização do fenômeno. A Figura 7A nos mostra uma porção do terreno que é, de fato, um terreno vago, porém com a presença do começo de uma horta comunitária na porção centro-sul da imagem; no mapeamento de uso do solo não há nenhuma categorização feita. As Figuras 7B e 7C, que correspondem espacialmente a áreas classificadas como Terrenos Vagos, desvendam uma contradição, observando que as imagens de satélite demonstram que o solo não está ocioso, mas sim sob produção agrícola organizada, exibindo canteiros e a presença de árvores de interesse agrícola. Adicionalmente, a Figura 7D nos revela um lugar categorizado como “Comércio Horizontal” e que, na verdade, é uma horta urbana com uso de estufa e bastante refino na produção.

O mapeamento de Uso Predominante do Solo da Prefeitura do Município de São

Paulo (PMSP, 2021) exibe uma falha categórica que compromete a leitura da dinâmica de uso e ocupação do solo de São Mateus (Figura 7). As hortas urbanas e os terrenos vagos são categorizados majoritariamente no mesmo polígono, deslegitimando a agricultura urbana como categoria. A PMSP emprega uma metodologia de mapeamento que define a classe de um polígono com base na predominância do uso, geralmente exigindo que uma categoria ocupe 60% ou mais da área para ser reconhecida (PMSP, 2024). Devido à sua natureza fragmentada, a agricultura urbana raramente alcança 60% de ocupação em um polígono maior, especialmente em lotes localizados em áreas residuais ou sob infraestruturas como linhas de transmissão (Proust, 2022). Ainda que a área de estudo ocupe aproximadamente 1 ha, a área do polígono é consideravelmente maior. Portanto, a área de estudo está classificada como "sem predominância" na classificação da SMUL, devido à presença de diversas classes de uso e ocupação do solo no entorno da Horta da Cidades Sem Fome.

Entendemos que é necessária a categorização das hortas urbanas pelo poder público pela sua dimensão espacial. A Figura 8 apresenta o mapa dos potenciais terrenos que podem ser destinados à agricultura urbana se estimulada e regularizada como política pública. A criação dos polígonos a partir da fotointerpretação (Figura 7) permitiu o cálculo da área feito a partir do Sistema de Referência de Coordenadas WGS 84, considerando que as áreas encontradas podem ter distorções, por ser feito em sistema de referência global (Brinck *et al.*, 2017). Com a dimensão espacial obtida (Tabela 4) consideramos que aproximadamente 3,03% do território do distrito poderá ser destinado a hortas urbanas, com a devida promoção da política pública.

#### **3.8.5. Síntese integradora**

Os resultados pedológicos revelam que o solo das hortas tem uma ótima funcionalidade agrícola e exerce serviços ecossistêmicos benéficos ao ambiente. O solo conta com uma textura equilibrada entre as frações areia, silte, argila (Tabelas 3 e 4), o que oferece uma boa retenção de água e nutrientes (Soria *et al.*, 2019). Ao mesmo tempo que, pela textura média em relação ao manejo feito pelos agricultores, possibilitaram um alto acúmulo de matéria orgânica, que possibilita também uma melhor retenção de água

e promove uma melhor estrutura para sustentação das raízes (Júnior; Cândido; Amaral, 2014; Pillar; Tornquist; Bayer, 2012). O pH majoritariamente neutro (Tabela 5) sugere um ótimo funcionamento agrícola e uma melhor disponibilidade de nutrientes, alinhado com uma condutividade elétrica baixa na maioria das amostras (Tabela 6) (Huang *et al.*, 2016; Suvendran *et al.*, 2025).

Por outro lado, vemos que há um risco constante de contaminação e degradação por funcionalidade do manejo. O ponto 3 da coleta de alface (iniciados em AF-P3) indica uma utilização de fertilizantes equivocada que aumentou bastante a salinidade do ponto, podendo comprometer os sistemas edáficos (Leonardo *et al.*, 2008; Li, Y. *et al.*, 2024b). A contaminação por Cobalto também vai na mesma direção, em que provavelmente houve um excesso de uso de fertilizantes à base de Co (Kosiorek & Wyszowski, 2019; 2016). Já as contaminações por Arsênio e Bário são alardes importantes para propostas de remediação e monitoramento contínuo (Mitchell *et al.*, 2014; Chou *et al.* 2010).

Os benefícios socioambientais promovidos justificam o esforço de manter o funcionamento das hortas. Projetos de hortas urbanas oferecem benefícios que vão muito além da produção de alimentos (Langemeyer *et al.*, 2018; Glavan *et al.*, 2016; Barbosa *et al.*, 2022), são uma alternativa para a distribuição de alimentos frescos, do fortalecimento da cultura comunitária, da forma de fornecer uma educação ambiental em meio adensado urbano e fornecer renda a um distrito socialmente fragilizado como São Mateus (Barbosa *et al.*, 2022; Langemeyer *et al.*, 2018 Proust, 2022). No que tange à seguridade das produções, deve-se ressaltar que segurança alimentar não é apenas o acesso, mas a garantia de alimentos livres de contaminação (Antisari *et al.*, 2015; Mitchell *et al.*, 2014). O risco de contaminação urbana é constante devido ao entorno da horta (Mitchell *et al.*, 2014).

Portanto, podemos defender que os solos das hortas urbanas analisadas apresentam atributos físicos, químicos e funcionais compatíveis com a produção agrícola, podendo ser segura desde que monitorada e remediada. O que reforça o papel das hortas como alternativas de uso do solo urbano com impacto socioambiental positivo.

No entanto, reconhecemos que a análise executada tem limitações. A descrição morfológica (Tabela 2) poderia ser mais completa com base nos parâmetros

estabelecidos por Santos e Lemos (2006) se tivéssemos acesso ao perfil de solo. O método de análise por FRX tem uma limitação para a determinação exata dos elementos, ainda que seja amplamente utilizado para determinação das grandezas de metais pesados (Aguilera et al., 2019). Considerando-se que apenas fizemos uma única coleta por ponto, temos uma limitação temporal clara do estudo. A ampliação de uma base de dados sobre hortas urbanas em São Paulo pode revelar aspectos que estão ocultos no atual recorte, com análises de infiltração do solo, teor de umidade, bem como análises mais profundas de contaminação por um método destrutivo e de maior precisão como ICP-MS e ICP-OES (McComb et al., 2014; Schmidt et al., 2024). Ainda, sugerimos a coleta de dados em um monitoramento sazonal ou pós-colheita para capturar variações na concentração de contaminantes, dentre outros parâmetros físicos e químicos (Preston et al., 2014). De mesma forma, sugerimos que, nas etapas futuras, incluam análises de bioacumulação nas próprias hortaliças produzidas (Bortoletto *et al.*, 2019; Krüger *et al.*, 2016).

#### 4. CONCLUSÃO

As hortas urbanas em São Mateus consolidam-se como uma estratégia transformadora de planejamento urbano e promoção de estruturas verdes, onde a pedologia serve como base para a segurança alimentar e medida socioambiental. A funcionalidade do solo, otimizada em manejo orgânico intensivo, demonstra que é possível reverter quadros de degradação e criar ecossistemas produtivos mesmo em áreas sob pressão urbana. Embora a presença de contaminantes exija o monitoramento contínuo, a capacidade desses espaços de proporcionar alimentos, sequestrar carbono, fortalecer comunidades, gerar renda para diversos trabalhadores e requalificar infraestruturas ociosas evidencia seu papel indispensável na construção de cidades mais resilientes e sustentáveis.

#### 5. REFERÊNCIAS

- AGUILERA, A.; ARMENDARIZ, C.; QUINTANA, P.; GARCÍA-OLIVA, F.; BAUTISTA, F. Influence of Land Use and Road Type on the Elemental Composition of Urban Dust in a Mexican Metropolitan Area. **Polish Journal of Environmental Studies**, [S. l.], v. 28, n. 3, p. 1535–1547, 18 fev. 2019. <https://doi.org/10.15244/pjoes/90358>.
- ALMALEH, A. Measuring Resilience in Smart Infrastructures: A Comprehensive Review

of Metrics and Methods. **Applied Sciences**, [S. l.], v. 13, n. 11, p. 6452, 25 maio 2023. <https://doi.org/10.3390/app13116452>.

ANTISARI, L. V.; ORSINI, F.; MARCHETTI, L.; VIANELLO, G.; GIANQUINTO, G. Heavy metal accumulation in vegetables grown in urban gardens. **Agronomy for Sustainable Development**, [S. l.], v. 35, n. 3, p. 1139–1147, jul. 2015. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0308-z>.

ARAUJO, P. C. G. B.; GARCIA, L. D. M.; TORRES, L. C. Hortas urbanas: Uma visão do universitário extensionista / Urban gardens: A view from the university extensionist. **Brazilian Journal of Development**, [S. l.], v. 7, n. 4, p. 35476–35486, 7 abr. 2021. <https://doi.org/10.34117/bjdv7n4-149>.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13600**: Solo – Determinação do teor de matéria orgânica por queima a 440 °C. Rio de Janeiro, 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6457: Solos - Preparação de amostras para ensaios de compactação, caracterização e determinação do teor de umidade**. Rio de Janeiro, 2024.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6502: Solos e rochas - Terminologia**. Rio de Janeiro, 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181: Solo - Análise granulométrica**. Rio de Janeiro, 2016.

BALDI, A.; GALLO, N. L.; LENZI, A. Productive function of urban gardening: estimate of the yield and nutritional value of social gardens in Prato (Italy). **Renewable Agriculture and Food Systems**, [S. l.], v. 39, p. e4, 2024. <https://doi.org/10.1017/S1742170523000479>.

BALEŽENTIENĖ, L. THE SCALE OF ECOLOGICAL ACTIVITIES FOR THE MAINTENANCE OF SUSTAINABLE ENVIRONMENT IN URBAN AMATEUR GARDENS. *In*: RURAL DEVELOPMENT. 15 fev. 2018. **Proceedings of International Scientific Conference “RURAL DEVELOPMENT 2017”**. Aleksandras Stulginskis University, Lithuania: Aleksandras Stulginskis University, 15 fev. 2018. DOI: 10.15544/RD.2017.093. Disponível em: <https://hdl.handle.net/20.500.12259/105083>. Acesso em: 17 nov. 2025.

BARBOSA, J. S.; ANTUNES, L. F. D. S.; RICCI, M. D. S. F.; UZEDA, M. C. A Importância das Feiras para o Fortalecimento da Agricultura Urbana no Município do Rio de Janeiro. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, [S. l.], v. 11, n. 2, p. 200–213, 2 ago. 2022. <https://doi.org/10.21664/2238-8869.2022v11i2.p200-213>.

BARTABURU, X. **Como hortas comunitárias estão mudando o jeito de produzir comida na periferia de São Paulo**. 11 set. 2023. Notícias ambientais. Disponível em: <https://brasil.mongabay.com/2023/09/como-hortas-comunitarias-estao-mudando-o-jeito-de-produzir-comida-na-periferia-de-sao-paulo/>. Acesso em: 4 out. 2025.

BARTHEL, S.; FOLKE, C.; COLDING, J. Social–ecological memory in urban gardens—Retaining the capacity for management of ecosystem services. **Global Environmental**



**Change**, [S. l.], v. 20, n. 2, p. 255–265, maio 2010. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.01.001>.

BHATTACHARYA, P.; SAMAL, A. C.; MAJUMDAR, J.; SANTRA, S. C. Arsenic Contamination in Rice, Wheat, Pulses, and Vegetables: A Study in an Arsenic Affected Area of West Bengal, India. **Water, Air, & Soil Pollution**, [S. l.], v. 213, n. 1–4, p. 3–13, nov. 2010. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0361-9>.

BIAZOTI, A. R.; SORRENTINO, M. Political engagement in urban agriculture: power to act in community gardens of São Paulo. **Ambiente & Sociedade**, [S. l.], v. 25, p. e0056, 2022. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20210056vu202211ao>.

BORGES, L. R. S.; FRANCO, G. B. Identificação do Uso do Solo dos Bairros Cabula, Resgate, Pernambués e Saramandaia (Salvador-BA) por Fotointerpretação. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [S. l.], v. 14, n. 5, p. 2827–2839, 30 set. 2021. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.5.p2827-2839>.

BORTOLETTO, L. A.; LIMA, E. D. S.; FÁVARO, D. I. T.; ULRICH, J. C.; SOUZA, V. A. F. D.; COTRIM, M. E. B.; BEZERRA, F. D. C. AVALIAÇÃO DE METAIS TÓXICOS DE ALFACES CULTIVADAS EM HORTA URBANA NA CIDADE DE SÃO PAULO, SÃO PAULO. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, [S. l.], n. 52, p. 99–118, 3 nov. 2019. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820190462>.

BRINCK, K.; FISCHER, R.; GROENEVELD, J.; LEHMANN, S.; DANTAS DE PAULA, M.; PÜTZ, S.; SEXTON, J. O.; SONG, D.; HUTH, A. High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. **Nature Communications**, [S. l.], v. 8, n. 1, p. 14855, 17 mar. 2017. <https://doi.org/10.1038/ncomms14855>.

CÁRCELES RODRÍGUEZ, B.; DURÁN-ZUAZO, V. H.; SORIANO RODRÍGUEZ, M.; GARCÍA-TEJERO, I. F.; GÁLVEZ RUIZ, B.; CUADROS TAVIRA, S. Conservation Agriculture as a Sustainable System for Soil Health: A Review. **Soil Systems**, [S. l.], v. 6, n. 4, p. 87, 23 nov. 2022. <https://doi.org/10.3390/soilsystems6040087>.

CARDOSO, L. P.; SOUSA, L. C. D.; MARTINS, M. D. O.; AVELINO, S. L. R.; JÁCOME, W. S. A.; OTAVIO CABRAL NETO. ABORDAGEM BIODINÂMICA PARA O CULTIVO SUSTENTÁVEL: UM ESTUDO DE CASOS DE HORTAS URBANAS. **Revista Multidisciplinar do Nordeste Mineiro**, [S. l.], v. 3, n. 3, 27 mar. 2024. DOI: 10.61164/rmnm.v3i3.2173. Disponível em: <https://revista.unipacto.com.br/index.php/multidisciplinar/article/view/2173>. Acesso em: 5 out. 2025.

CHEN, H.; LI, X.; HU, F.; SHI, W. Soil nitrous oxide emissions following crop residue addition: a meta-analysis. **Global Change Biology**, [S. l.], v. 19, n. 10, p. 2956–2964, out. 2013. <https://doi.org/10.1111/gcb.12274>.

CHOU, J.; ELBERS, D.; CLEMENT, G.; BURSAVICH, B.; TIAN, T.; ZHANG, W.; YANG, K. In situ monitoring (field screening) and assessment of lead and arsenic contaminants in the greater New Orleans area using a portable X-ray fluorescence analyser. **Journal of Environmental Monitoring**, [S. l.], v. 12, n. 9, p. 1722, 2010. <https://doi.org/10.1039/c0em00012d>.

CHUNG, J.-Y.; YU, S.-D.; HONG, Y.-S. Environmental Source of Arsenic Exposure. **Journal of Preventive Medicine and Public Health**, [S. l.], v. 47, n. 5, p. 253–257, 11 set. 2014. <https://doi.org/10.3961/jpmph.14.036>.

CIDADES SEM FOME, 2024. **Cidades Sem Fome – Geração de emprego e estímulo de agricultura sustentável**. 2024. Disponível em: <https://cidadessemfome.org/>. Acesso em: 5 out. 2025.

COSTA, B. M. D.; SAKURAI, T. A participação comunitária em projetos de soluções baseadas na natureza na cidade de São Paulo: estudo das hortas urbanas, Horta da Dona Sebastiana, Agrofavela-Refazenda e Horta Popular Criando Esperança. **Revista LABVERDE**, [S. l.], v. 11, n. 1, p. 171–195, 14 dez. 2021. <https://doi.org/10.11606/issn.2179-2275.labverde.2021.188679>.

FAROOQI, Z. U. R.; SABIR, M.; ZEESHAN, N.; NAVEED, K.; HUSSAIN, M. M. Enhancing Carbon Sequestration Using Organic Amendments and Agricultural Practices. In: AGARWAL, R. K. (org.). **Carbon Capture, Utilization and Sequestration**. [S. l.]: InTech, 12 set. 2018. DOI: 10.5772/intechopen.79336. Disponível em: <http://www.intechopen.com/books/carbon-capture-utilization-and-sequestration/enhancing-carbon-sequestration-using-organic-amendments-and-agricultural-practices>. Acesso em: 11 nov. 2025.

FAVORETO, C. J. R.; PEIXOTO, J. R. V.; PEIXOTO, A. C. R.; LUPINACCI, V. B. T.; FREITAS, M. A. V.; CALETTI, R. P. K.; JORGE, M. F.; DA SILVA, L. D. B. Agricultura urbana na perspectiva dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável. **CONTRIBUCIONES A LAS CIENCIAS SOCIALES**, [S. l.], v. 17, n. 2, p. e5403, 26 fev. 2024. <https://doi.org/10.55905/revconv.17n.2-321>.

FIORENTIN, A. M. X.; ARANTES, C. A.; LIMA, M. R. D. C.; FIORENTIN, T. D. N.; GONÇALVES, L. M. Metodologia para obtenção de índices agronômicos e nota rodoviária para homogeneização em avaliações rurais. **Brazilian Journal of Development**, [S. l.], v. 9, n. 8, p. 25107–25123, 25 ago. 2023. <https://doi.org/10.34117/bjdv9n8-125>.

FORMIGA JÚNIOR, I. M.; CÂNDIDO, G. A.; AMARAL, V. S. D. Sustentabilidade do cultivo de melão no assentamento São Romão em Mossoró/RN: determinação dos pontos críticos. **Revista Campo-Território**, [S. l.], v. 9, n. 19 Out., p. 57–87, 30 out. 2014. <https://doi.org/10.14393/RCT91924341>.

GLAVAN, M.; ČERNIČ ISTENIČ, M.; CVEJIĆ, R.; PINTAR, M. Urban Gardening: From Cost Avoidance to Profit Making — Example from Ljubljana, Slovenia. In: SAMER, M. (org.). **Urban Agriculture**. [S. l.]: InTech, 15 jun. 2016. DOI: 10.5772/62301. Disponível em: <http://www.intechopen.com/books/urban-agriculture/urban-gardening-from-cost-avoidance-to-profit-making-example-from-ljubljana-slovenia>. Acesso em: 4 out. 2025.

HAN, D.; ZENG, S.; ZHANG, X.; LI, J.; MA, Y. Integrating Soil pH, Clay, and Neutralizing Value of Lime into a New Lime Requirement Model for Acidic Soils in China. **Agronomy**, [S. l.], v. 13, n. 7, p. 1860, 14 jul. 2023. <https://doi.org/10.3390/agronomy13071860>.

HOU, R.; OUYANG, Z.; LI, Y.; TYLER, D. D.; LI, F.; WILSON, G. V. Effects of Tillage and

Residue Management on Soil Organic Carbon and Total Nitrogen in the North China Plain. **Soil Science Society of America Journal**, [S. l.], v. 76, n. 1, p. 230–240, jan. 2012. <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0107>.

HUANG, L. H.; LIANG, Z. W.; SUAREZ, D. L.; WANG, Z. C.; WANG, M. M.; YANG, H. Y.; LIU, M. Impact of cultivation year, nitrogen fertilization rate and irrigation water quality on soil salinity and soil nitrogen in saline-sodic paddy fields in Northeast China. **The Journal of Agricultural Science**, [S. l.], v. 154, n. 4, p. 632–646, maio 2016. <https://doi.org/10.1017/S002185961500057X>.

ILUNGA MPANGA, F.; SHENGO LUTANDULA, M. Polluted Waters Use in the Urban Agriculture and Its Impact on the Quality of the Grown Vegetables. **The Global Environmental Engineers**, [S. l.], v. 7, p. 73–82, 30 dez. 2020. <https://doi.org/10.15377/2410-3624.2020.07.5>.

**INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE)**. Coordenação Técnica do Censo Demográfico. **Censo Demográfico 2022: população e domicílios: primeiros resultados**. Rio de Janeiro: IBGE, 2023. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2101637>.

KHAN, Z. I.; LIU, W.; MUBEEN, I.; ALREFAEI, A. F.; ALHARBI, S. N.; MUHAMMAD, F. G.; EJAZ, A.; AHMAD, K.; NADEEM, M.; SHOUKAT, J.; ASHFAQ, A.; MAHPARA, S.; SIDDIQUE, K.; ASHRAF, M. A.; MEMONA, H.; BATOOL, A. I.; MUNIR, M.; MALIK, I. S.; NOORKA, I. R.; UGULU, I. Cobalt availability in the soil plant and animal food chain: a study under a peri-urban environment. **Brazilian Journal of Biology**, [S. l.], v. 83, p. e270256, 2023. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.270256>.

KOSIOREK, M.; WYSZKOWSKI, M. EFFECT OF NEUTRALISING SUBSTANCES ON SELECTED PROPERTIES OF SOIL CONTAMINATED WITH COBALT. **Journal of Ecological Engineering**, [S. l.], v. 17, n. 3, p. 193–197, 2016. <https://doi.org/10.12911/22998993/63337>.

KOSIOREK, M.; WYSZKOWSKI, M. Effect of neutralizing substances on the content of trace elements in soil contaminated with cobalt. **Environment Protection Engineering**, [S. l.], v. 45, n. 1, 2019. DOI: 10.37190/epe190104. Disponível em: [https://epe.pwr.edu.pl/2019/1-2019/Kosiorek\\_1-2019.pdf](https://epe.pwr.edu.pl/2019/1-2019/Kosiorek_1-2019.pdf). Acesso em: 17 nov. 2025.

KRÜGER, I.; CHARTIN, C.; VAN WESEMAEL, B.; MALCHAIR, S.; CARNOL, M. **Integrating biological indicators in a Soil Monitoring Network (SMN) to improve soil quality diagnosis – a case study in Southern Belgium (Wallonia)**. [S. l.], 2017.

**LABORATÓRIO de Inovação no Ensino em Saúde: textos gerados a partir de experiências de imersão**. Organizadores: Ricardo Burg Ceccim, Carine Raquel Blatt, Júlia Lopes de Oliveira, Roberta Fin Motta. Porto Alegre: Rede UNIDA, 2024. 334 p. Disponível em: <https://editora.redeunida.org.br/wp-content/uploads/2024/11/Livro-Laboratorio-de-Inovacao.pdf>.

LAIKO, O. I.; TSYNALIEVSKA, I. A. INFORMATION&ANALYTICAL TOOLS OF MANAGING SPATIAL DEVELOPMENT OF TERRITORIAL-ECONOMIC SYSTEMS: EU EXPERIENCE AND PRIORITIES FOR UKRAINE. **Economic innovations**, [S. l.], v. 27,

n. 2(95), p. 98–110, 20 jun. 2025. [https://doi.org/10.31520/ei.2025.27.2\(95\).98-110](https://doi.org/10.31520/ei.2025.27.2(95).98-110).

LALANDE, R.; GAGNON, B.; ROYER, I. Impact of natural or industrial liming materials on soil properties and microbial activity. **Canadian Journal of Soil Science**, [S. l.], v. 89, n. 2, p. 209–222, 1 maio 2009. <https://doi.org/10.4141/CJSS08015>.

LANGE, C. N.; FREIRE, B. M.; MONTEIRO, L. R.; DE JESUS, T. A.; DOS REIS, R. A.; NAKAZATO, G.; KOBAYASHI, R. K. T.; BATISTA, B. L. Multiple potentially toxic elements in urban gardens from a Brazilian industrialized city. **Environmental Geochemistry and Health**, [S. l.], v. 46, n. 2, p. 36, fev. 2024. <https://doi.org/10.1007/s10653-023-01808-0>.

LANGEMEYER, J.; CAMPS-CALVET, M.; CALVET-MIR, L.; BARTHEL, S.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E. Stewardship of urban ecosystem services: understanding the value(s) of urban gardens in Barcelona. **Landscape and Urban Planning**, [S. l.], v. 170, p. 79–89, fev. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.09.013>.

LAUBER, C. L.; HAMADY, M.; KNIGHT, R.; FIERER, N. Pyrosequencing-Based Assessment of Soil pH as a Predictor of Soil Bacterial Community Structure at the Continental Scale. **Applied and Environmental Microbiology**, [S. l.], v. 75, n. 15, p. 5111–5120, ago. 2009. <https://doi.org/10.1128/AEM.00335-09>.

LEMOS, R. C. de; SANTOS, R. D. dos. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 3. ed. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPq, 1996. 84 p. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/330369>.

LEONARDO, M.; BROETTO, F.; VILLAS BOAS, R. L.; MARCHESE, J. A.; TONIN, F. B.; REGINA, M. Estado nutricional e componentes da produção de plantas de pimentão conduzidas em sistema de fertirrigação durante indução de estresse salino em cultivo protegido. **Bragantia**, [S. l.], v. 67, n. 4, p. 883–889, dez. 2008. <https://doi.org/10.1590/S0006-87052008000400010>.

LI, P.; LI, W.; DUMBRELL, A. J.; LIU, M.; LI, G.; WU, M.; JIANG, C.; LI, Z. Spatial Variation in Soil Fungal Communities across Paddy Fields in Subtropical China. **mSystems**, [S. l.], v. 5, n. 1, p. 10.1128/msystems.00704-19, 11 fev. 2020. <https://doi.org/10.1128/msystems.00704-19>.

LI, Y.; HE, P.; LEGHARI, S. J.; LI, Y.; GAO, S.; LI, D. Effects of different ratios of organic and inorganic fertilizer on rice yield and soil physicochemical properties under conventional and controlled irrigation conditions. **Irrigation and Drainage**, [S. l.], v. 73, n. 1, p. 102–118, fev. 2024a. <https://doi.org/10.1002/ird.2874>.

LI, Y.; HE, P.; LEGHARI, S. J.; LI, Y.; GAO, S.; LI, D. Effects of different ratios of organic and inorganic fertilizer on rice yield and soil physicochemical properties under conventional and controlled irrigation conditions. **Irrigation and Drainage**, [S. l.], v. 73, n. 1, p. 102–118, fev. 2024b. <https://doi.org/10.1002/ird.2874>.

LIMA, M. A. D.; NERBAS, P. Hortas comunitárias nos vazios urbanos como estratégia de requalificação de centros urbanos sustentáveis e saudáveis. **ARQUISUR Revista**, [S. l.], v. 11, n. 19, 22 jun. 2021. DOI: 10.14409/ar.v10i18.9609. Disponível em: <https://bibliotecavirtual.unl.edu.ar/publicaciones/index.php/ARQUISUR/article/view/9609>.

Acesso em: 4 nov. 2025.

LOPES, I. M. F.; LOUREIRO, C. R. O.; JUNQUEIRA, R. M. R. Corrosion monitoring of galvanized steel in soil extract solutions by electrochemical impedance spectroscopy: Überwachung der Korrosion von verzinktem Stahl in Bodenprobenlösungen durch elektrochemische Impedanzspektroskopie. **Materialwissenschaft und Werkstofftechnik**, [S. l.], v. 45, n. 7, p. 619–627, jul. 2014. <https://doi.org/10.1002/mawe.201400243>.

LOVELL, S. T. Multifunctional Urban Agriculture for Sustainable Land Use Planning in the United States. **Sustainability**, [S. l.], v. 2, n. 8, p. 2499–2522, 4 ago. 2010. <https://doi.org/10.3390/su2082499>.

MARQUES, G. S.; SILVA, J. L. D. Influência da sucção e energia de compactação na resistência ao arrancamento de uma geogrelha em solo laterítico argiloso. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA. 2020. **Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica**. [S. l.]: ABMS, 2020. p. 4292–4299. DOI: 10.4322/cobramseg.2022.0540. Disponível em: <http://doi.editoracubo.com.br/10.4322/cobramseg.2022.0540.pdf>. Acesso em: 2 nov. 2025.

MCBRIDE, M. B.; SHAYLER, H. A.; SPLIETHOFF, H. M.; MITCHELL, R. G.; MARQUEZ-BRAVO, L. G.; FERENZ, G. S.; RUSSELL-ANELLI, J. M.; CASEY, L.; BACHMAN, S. Concentrations of lead, cadmium and barium in urban garden-grown vegetables: The impact of soil variables. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 194, p. 254–261, nov. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.07.036>.

MCCOMB, J. Q.; ROGERS, C.; HAN, F. X.; TCHOUNWOU, P. B. Rapid Screening of Heavy Metals and Trace Elements in Environmental Samples Using Portable X-Ray Fluorescence Spectrometer, A Comparative Study. **Water, Air, & Soil Pollution**, [S. l.], v. 225, n. 12, p. 2169, dez. 2014. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2169-5>.

MEHARG, A. A.; RAHMAN, Md. M. Arsenic Contamination of Bangladesh Paddy Field Soils: Implications for Rice Contribution to Arsenic Consumption. **Environmental Science & Technology**, [S. l.], v. 37, n. 2, p. 229–234, 1 jan. 2003. <https://doi.org/10.1021/es0259842>.

MINER, G. L.; DELGADO, J. A.; IPPOLITO, J. A.; STEWART, C. E. Soil health management practices and crop productivity. **Agricultural & Environmental Letters**, [S. l.], v. 5, n. 1, p. e20023, jan. 2020. <https://doi.org/10.1002/ael2.20023>.

MITCHELL, R. G.; SPLIETHOFF, H. M.; RIBAUDO, L. N.; LOPP, D. M.; SHAYLER, H. A.; MARQUEZ-BRAVO, L. G.; LAMBERT, V. T.; FERENZ, G. S.; RUSSELL-ANELLI, J. M.; STONE, E. B.; MCBRIDE, M. B. Lead (Pb) and other metals in New York City community garden soils: Factors influencing contaminant distributions. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 187, p. 162–169, abr. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.01.007>.

MONTOYA-TANGARIFE, C.; VILLAMIZAR DUARTE, N.; JORQUERA GUAJARDO, F.; CARDENAS, M. F.; GIRALDO-OSPINA, T. Accessibility to public spaces: Boosting

ecosystem services in urban areas in four Latin American cities. **Frontiers in Sustainable Cities**, [S. l.], v. 4, p. 796122, 1 dez. 2022. <https://doi.org/10.3389/frsc.2022.796122>.

MORRONE, A.; BORDIGNON, V.; BARNABAS, G. A.; DASSONI, F.; LATINI, O.; PADOVESE, V.; ENSOLI, F.; CRISTAUDO, A. Clinical-epidemiological features of contact dermatitis in rural and urban communities in northern E thiopia: correlation with environmental or occupational exposure. **International Journal of Dermatology**, [S. l.], v. 53, n. 8, p. 975–980, ago. 2014. <https://doi.org/10.1111/j.1365-4632.2012.05777.x>.

MOTA, A. G.; BARROS, H. T.; SANTOS, A. F. D. Hortas comunitárias urbanas, objetivos de desenvolvimento sustentáveis e assistência no câncer. **Caderno Pedagógico**, [S. l.], v. 22, n. 2, p. e13435, 17 jan. 2025. <https://doi.org/10.54033/cadpedv22n2-014>.

MOTA, M. T. D.; CARDOSO-LEITE, E.; SOLA, F.; MELLO, K. D. 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**, [S. l.], n. 41, p. 122–140, 30 set. 2016. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820160121>.

MUKTA, M. A.; HOSSIN, M. S.; ISLAM, M. K. Soil fertility status and its possible sustainable agricultural packages in Bangladesh. **International Journal of Sustainable Agricultural Research**, [S. l.], v. 10, n. 1, p. 21–31, 1 fev. 2023. <https://doi.org/10.18488/ij sar.v10i1.3273>.

NGO, P. L. THE METHANE UPTAKE CAPACITY OF SOIL GARDEN. **Vietnam Journal of Science and Technology**, [S. l.], v. 55, n. 4C, p. 122, 24 mar. 2018. <https://doi.org/10.15625/2525-2518/55/4C/12140>.

NIAZI, N. K.; SINGH, B.; SHAH, P. Arsenic Speciation and Phytoavailability in Contaminated Soils Using a Sequential Extraction Procedure and XANES Spectroscopy. **Environmental Science & Technology**, [S. l.], v. 45, n. 17, p. 7135–7142, 1 set. 2011. <https://doi.org/10.1021/es201677z>.

**NOGUEIRA, J. B. Mecânica dos Solos - Ensaio de Laboratório**. Ed. EE-USP de São Carlos-SP, 1995.

OLIVEIRA, J. G.; SANTOS, L. J. C.; CALEGARI, M. R. RELAÇÃO SOLO-RELEVO EM SISTEMA PEDOLÓGICO ARGISSOLO-NEOSSOLO QUARTZARÊNICO NA REGIÃO NOROESTE DO ESTADO DO PARANÁ: CASO DE AMAPORÃ. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, [S. l.], v. 21, n. 3, 1 jul. 2020. DOI: 10.20502/rbg.v21i3.1786. Disponível em: <https://rbgeomorfologia.org.br/rbg/article/view/1786>. Acesso em: 18 out. 2025.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. Transformando nosso mundo: a Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável. [S. l.]: ONU, 2015. Disponível em: <https://brasil.un.org/sites/default/files/2020-09/Agenda2030-pt-br.pdf>.

PILLAR, V.; TORNQUIST, C.; BAYER, C. The southern Brazilian grassland biome: soil carbon stocks, fluxes of greenhouse gases and some options for mitigation. **Brazilian Journal of Biology**, [S. l.], v. 72, n. 3 suppl, p. 673–681, ago. 2012. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000400006>.

PROUST, A. Food justice and land justice in São Paulo: urban subsistence farming on the margins of the city. **Review of Agricultural, Food and Environmental Studies**, [S. l.], v. 103, n. 4, p. 347–367, dez. 2022. <https://doi.org/10.1007/s41130-022-00180-4>.

RAMIREZ-ANDREOTTA, M. D.; BRUSSEAU, M. L.; ARTIOLA, J. F.; MAIER, R. M. A greenhouse and field-based study to determine the accumulation of arsenic in common homegrown vegetables grown in mining-affected soils. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 443, p. 299–306, jan. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.095>.

RIGOTTI, J. A.; POMPÊO, C. A.; FONSECA, A. L. d'Oliveira. Effects of urbanization on habitat characteristics: what are the responses of habitat alteration on functional feeding groups of aquatic invertebrates? **Biotemas**, [S. l.], v. 32, n. 4, p. 29–44, 12 dez. 2019. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2019v32n4p29>.

SALVATI, L.; KARAMESSOUTI, M.; KOSMAS, K. Soil degradation in environmentally sensitive areas driven by urbanization: an example from Southeast Europe. **Soil Use and Management**, [S. l.], v. 30, n. 3, p. 382–393, set. 2014. <https://doi.org/10.1111/sum.12133>.

SALVATI, Luca; TOMBOLINI, I.; IPPOLITO, A.; CARLUCCI, M. Land quality and the city: Monitoring urban growth and land take in 76 Southern European metropolitan areas. **Environment and Planning B: Urban Analytics and City Science**, [S. l.], v. 45, n. 4, p. 691–712, jul. 2018. <https://doi.org/10.1177/0265813516684827>.

SANT'ANNA DE MEDEIROS, N.; DO CARMO, D. L.; PRIORE, S. E.; SANTOS, R. H. S. Diverse food in urban gardens in the promotion of food and nutrition security in Brazil: a review. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, [S. l.], v. 100, n. 4, p. 1383–1391, 15 mar. 2020. <https://doi.org/10.1002/jsfa.10127>.

SANTOS, H. G. dos et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

SANTOS, M. D.; ALMEIDA, M. S. D. S.; MATEUS, M. D. S.; COSTA, W. G. S.; SAYD, F. Influência da energia de compactação na curva de retenção de um solo típico de Cruz das Almas/BA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA. 2020. **Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica**. [S. l.]: ABMS, 2020. p. 3997–4004. DOI: 10.4322/cobramseg.2022.0503. Disponível em: <http://doi.editoracubo.com.br/10.4322/cobramseg.2022.0503.pdf>. Acesso em: 2 nov. 2025.

SANTOS, R. D. S.; PEREIRA, A. G.; COARACY, T. D. N.; COSTA, D. M.; MEIRELES, D. A. D.; SANTOS, P. C. D. S.; BARBOSA NETO, M. A.; MEDEIROS, R. L. S. D. Iniciativas de hortas urbanas em espaços reduzidos: Cultivando sustentabilidade e saúde nas cidades. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, [S. l.], v. 19, n. 2, p. 116–121, 15 maio 2024. <https://doi.org/10.18378/rvads.v19i2.10317>.

SÃO PAULO (Município). Lei nº 17.975, de 8 de julho de 2023. Altera a Lei nº 16.050, de 31 de julho de 2014, que aprova o Plano Diretor Estratégico do Município de São Paulo,

e a Lei nº 16.642, de 28 de maio de 2017, que dispõe sobre a política de desenvolvimento urbano do Município de São Paulo, e dá outras providências. Legislação Municipal, São Paulo, 2023. Disponível em: <https://legislacao.prefeitura.sp.gov.br/leis/lei-17975-de-8-de-julho-de-2023>.

SILVA, É. A.; MALLMANN, M. S.; PEREIRA, M. A.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. Energia ultrassônica na avaliação da macroagregação de um Argissolo sob manejo conservacionista com diferentes plantas de cobertura. **Agrarian**, [S. l.], v. 14, n. 52, p. 223–232, 21 jul. 2021. <https://doi.org/10.30612/agrarian.v14i52.14311>.

SILVA, Fábio Cesar da (ed.). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. 627 p.

SIMAO, M. M.; MATTHIJS, J.; PERFECTO, I. Experimental small-scale flower patches increase species density but not abundance of small urban bees. **Journal of Applied Ecology**, [S. l.], v. 55, n. 4, p. 1759–1768, jul. 2018. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13085>.

SKELTON, K. R.; LOWE, C.; ZALTZ, D. A.; BENJAMIN-NEELON, S. E. Garden-based interventions and early childhood health: an umbrella review. **International Journal of Behavioral Nutrition and Physical Activity**, [S. l.], v. 17, n. 1, p. 121, dez. 2020. <https://doi.org/10.1186/s12966-020-01023-5>.

SORIA, J. E.; TROLEIS, M. J. B.; ALVES, M. R.; MONTANARI, R.; ANDREOTTI, M. Influência do teor de argila nas relações entre os atributos químicos de solos no Noroeste do Estado de São Paulo. **Cultura Agronômica: Revista de Ciências Agronômicas**, [S. l.], v. 28, n. 1, p. 111–122, 25 abr. 2019. <https://doi.org/10.32929/2446-8355.2019v28n1p111-122>.

SOUSA, A. J. D. **Cotidiano e lutas sociais na periferia de São Paulo: agentes históricos da urbanização de São Mateus**. 9 dez. 2021. Mestrado em História Social – Universidade de São Paulo, São Paulo, 9 dez. 2021. DOI: 10.11606/D.8.2021.tde-24052022-160640. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/8/8138/tde-24052022-160640/>. Acesso em: 4 nov. 2025.

SUVENDRAN, S.; ACEVEDO, M.; SMITHERS, B.; WALKER, S. J.; XU, P. Evaluating the Effects of Irrigation Water Quality and Compost Amendment on Soil Health and Crop Productivity. **SSRN**, 2025. DOI: 10.2139/ssrn.5131933. Disponível em: <https://www.ssrn.com/abstract=5131933>. Acesso em: 11 nov. 2025.

THOMPSON, G. L.; KAO-KNIFFIN, J. Urban Grassland Management Implications for Soil C and N Dynamics: A Microbial Perspective. **Frontiers in Ecology and Evolution**, [S. l.], v. 7, p. 315, 27 ago. 2019. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00315>.

UGARTE, C. M.; TAYLOR, J. R. Chemical and biological indicators of soil health in Chicago urban gardens and farms. **Urban Agriculture & Regional Food Systems**, [S. l.], v. 5, n. 1, p. e20004, jan. 2020. <https://doi.org/10.1002/uar2.20004>.

UNITED STATES. Environmental Protection Agency (EPA). **Method 9045D**: Soil and



Waste pH. In: U.S. Environmental Protection Agency. **Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods** (SW-846). Revision 4. Washington, D.C.: EPA, Nov. 2004.

VALENT, J. Z.; OLIVEIRA, L. D.; VALENT, V. D. Agricultura urbana: o desenvolvimento de um projeto social. **DRd - Desenvolvimento Regional em debate**, [S. l.], v. 7, n. 2, p. 4, 29 out. 2017. <https://doi.org/10.24302/drd.v7i2.1427>.

WAGG, C.; BENDER, S. F.; WIDMER, F.; VAN DER HEIJDEN, M. G. A. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [S. l.], v. 111, n. 14, p. 5266–5270, 8 abr. 2014. <https://doi.org/10.1073/pnas.1320054111>.

WATERHOUSE, H.; ABURTO, F.; REES, G.; GRIFFIN-LAHUE, D. E.; SALLS, W. B.; RIPPNER, D. A.; TIAN, Z.; SCOW, K.; O'GEEN, A. T. Diversified vegetation types on rangelands promote multiple soil-based ecosystem services. **Land Degradation & Development**, [S. l.], v. 35, n. 3, p. 1011–1028, 15 fev. 2024. <https://doi.org/10.1002/ldr.4967>.

WENDLING, L. A.; KIRBY, J. K.; MCLAUGHLIN, M. J. Aging Effects on Cobalt Availability in Soils. **Environmental Toxicology and Chemistry**, [S. l.], v. 28, n. 8, p. 1609–1617, 1 ago. 2009. <https://doi.org/10.1897/08-544.1>.

WORTMAN, S. E.; LOVELL, S. T. Environmental Challenges Threatening the Growth of Urban Agriculture in the United States. **Journal of Environmental Quality**, [S. l.], v. 42, n. 5, p. 1283–1294, set. 2013. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.01.0031>.

WUDDIVIRA, M. N.; CAMPS-ROACH, G. Effects of organic matter and calcium on soil structural stability. **European Journal of Soil Science**, [S. l.], v. 58, n. 3, p. 722–727, jun. 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00861.x>.

ZANÃO JÚNIOR, L. A.; LANA, R. M. Q.; CARVALHO-ZANÃO, M. P.; GUIMARÃES, E. C. Variabilidade espacial de atributos químicos em diferentes profundidades em um Latossolo em sistema de plantio direto. **Revista Ceres**, [S. l.], v. 57, n. 3, p. 429–438, jun. 2010. <https://doi.org/10.1590/S0034-737X2010000300021>.

ZOU, H.; WANG, X. Progress and Gaps in Research on Urban Green Space Morphology: A Review. **Sustainability**, [S. l.], v. 13, n. 3, p. 1202, 24 jan. 2021. <https://doi.org/10.3390/su13031202>.