

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
CAMPUS DE PRESIDENTE PRUDENTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

MARIANA DOS SANTOS MORENO

**CARACTERIZAÇÃO DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM
ANTROPOSSOLOS NA APA DO TIMBURI, PRESIDENTE PRUDENTE/SP:
IMPLICAÇÕES PARA O ANTROPOCENO**

**Presidente Prudente,
abril de 2026**



Programa de Pós-Graduação em Geografia

Área de concentração: Produção do Espaço Geográfico

Linha de Pesquisa: Dinâmicas da Natureza

MARIANA DOS SANTOS MORENO

**Caracterização de metais potencialmente tóxicos em Antropossolos na APA do Timburi,
Presidente Prudente/SP: implicações para o Antropoceno**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Geografia, junto ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, Área de Concentração: Produção do espaço geográfico, do Departamento de Geografia da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de Presidente Prudente.

Orientador: Prof. Dr. João Osvaldo Rodrigues Nunes

Agência financiadora: FAPESP.

Presidente Prudente,

abril de 2026

M843c Moreno, Mariana dos Santos
Caracterização de metais potencialmente tóxicos em Antropossolos na APA do Timburi, Presidente Prudente/SP: implicações para o Antropoceno / Mariana dos Santos Moreno. -- Presidente Prudente, 2025
197 p. : il., tabs., fotos

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente
Orientador: João Osvaldo Rodrigues Nunes

1. Solos antropogênicos. 2. Metais potencialmente tóxicos. 3. Batata-doce. 4. Ácaros. 5. Antropedologia. I. Título.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Caracterização de metais potencialmente tóxicos em Antropossolos na APA do Timburi, Presidente Prudente/SP: implicações para o Antropoceno

AUTORA: MARIANA DOS SANTOS MORENO

ORIENTADOR: JOÃO OSVALDO RODRIGUES NUNES

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em Geografia, área: Produção do Espaço Geográfico pela Comissão Examinadora:

Documento assinado digitalmente
 **JOAO OSVALDO RODRIGUES NUNES**
Data: 27/02/2026 18:36:46-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. JOÃO OSVALDO RODRIGUES NUNES (Participação Virtual)
Departamento de Geografia / UNESP / Câmpus de Presidente Prudente - FCT

Documento assinado digitalmente
 **MELINA FUSHIMI**
Data: 27/02/2026 19:50:45-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. MELINA FUSHIMI (Participação Virtual)
Departamento de Geografia e Planejamento Ambiental / UNESP / Câmpus de Rio Claro - IGCE

Documento assinado digitalmente
 **ERIKA CRISTINA NESTA SILVA**
Data: 02/03/2026 11:55:29-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. ÉRIKA CRISTINA NESTA SILVA (Participação Virtual)
Departamento de Geografia / Universidade Federal de Rondonópolis

Presidente Prudente, 27 de fevereiro de 2026.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho, antes de tudo, às pessoas que tornaram possível a minha permanência no caminho da ciência. Àquelas que estiveram presentes com apoio, paciência, incentivo e escuta ao longo desta jornada, muitas vezes silenciosa e exigente, que é a construção de uma dissertação.

Aos que compreenderam as ausências, os dias longos de leitura, análise e escrita, e os momentos em que as dúvidas pareceram maiores que as respostas. Cada conversa, cada gesto de encorajamento e cada demonstração de confiança foram fundamentais para que este trabalho chegasse até aqui.

Dedico, também, aos professores e pesquisadores que, direta ou indiretamente, contribuíram para a minha formação e para o desenvolvimento do olhar científico que sustenta esta pesquisa. A ciência se constrói coletivamente, e este trabalho é resultado de muitos conhecimentos acumulados, compartilhados e generosamente transmitidos.

À curiosidade que me trouxe até o estudo dos solos antrópicos, lembrando que mesmo os geomateriais aparentemente discretos carregam histórias complexas sobre o funcionamento da natureza e sobre a forma como transformamos o mundo.

Por fim, dedico este trabalho a todos os que acreditam na ciência como ferramenta de compreensão, reflexão e transformação. Que este esforço represente não apenas o encerramento de uma etapa, mas também o início de novas perguntas, caminhos e possibilidades.

AGRADECIMENTOS

Expresso, primeiramente, minha gratidão à FCT/UNESP - Campus de Presidente Prudente e à Universidade da Califórnia, em Davis, instituições que tornaram possível a realização deste trabalho por meio do apoio acadêmico, da confiança depositada e da infraestrutura oferecida ao longo de todo o desenvolvimento da pesquisa.

Ao meu orientador, Prof. Dr. João Osvaldo Rodrigues Nunes, e ao meu supervisor nos Estados Unidos, Prof. Dr. Olukayode Jegede, pelas orientações atentas, nobreza intelectual, discussões sempre estimulantes e constante disponibilidade. Suas contribuições foram decisivas não apenas para a consolidação deste estudo, mas também para o amadurecimento de minha formação científica.

À banca examinadora, composta pela Prof.^a Dr.^a Érika Nesta Silva e pela Prof.^a Dr.^a Melina Fushimi, pelas leituras criteriosas, dedicação e valiosas observações que enriqueceram significativamente este trabalho.

Aos(às) pesquisadores(as), técnicos(as) e colaboradores(as) que contribuíram, direta ou indiretamente, para a realização das análises, coleta e interpretação dos dados. A generosidade no compartilhamento de conhecimentos e experiências foi essencial para a consistência e a qualidade desta investigação.

Aos colegas e parceiros acadêmicos, no Brasil e no exterior, pelas trocas científicas, conversas enriquecedoras, apoio cotidiano e companheirismo que tornaram essa jornada mais leve e intelectualmente estimulante.

À FCTE/UNESP - Campus de Ourinhos, instituição onde me formei como geógrafa e onde se iniciaram os primeiros passos de um percurso cujo destino eu ainda desconhecia. A todos os funcionários e funcionárias que, com dedicação cotidiana, asseguram o funcionamento da universidade pública e possibilitam a formação de tantas trajetórias acadêmicas.

De modo especial, ao projeto de extensão Coloide, espaço que marcou profundamente minha trajetória acadêmica e pessoal e onde tive meus primeiros encontros, ainda cheios de curiosidade e encantamento, com o universo dos solos.

À minha orientadora naquele período, Prof.^a Dr.^a Maria Cristina Perusi, coordenadora do projeto, que me apresentou ao caminho dos solos e quem, com esmero, delicadeza e confiança, guiou meus primeiros passos na ciência. Muito mais que professora, foi presença decisiva em minha formação: alguém que acreditou em mim, me incentivou a seguir adiante e a reunir coragem para voar como o pássaro que devo ser.

À minha família e às pessoas queridas que caminham comigo, pelo amor, amparo,

compreensão e participação, ainda que muitas vezes atravessada pela distância. O cuidado, a paciência e o incentivo de vocês sustentaram cada etapa deste percurso.

Àquelas pessoas que estiveram ao meu lado em um dos momentos mais difíceis vivenciados por mim nos últimos tempos. Às que ofereceram escuta, cuidado, companhia e palavras de encorajamento quando mais precisei. A presença e a força compartilhadas nesses dias foram fundamentais para que eu pudesse seguir adiante.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), manifesto minha gratidão pelo financiamento da bolsa de Mestrado no Brasil (Processo nº 2023/08795-4) e pela realização da Bolsa Estágio de Pesquisa no Exterior (BEPE) na Faculdade de Medicina Veterinária da Universidade da Califórnia (EUA) (Processo nº 2024/16061-3).

Por fim, agradeço a todas e todos que, de alguma forma, contribuíram para a concretização desta pesquisa. Cada gesto de apoio, cada palavra de incentivo e cada troca de conhecimento fizeram parte do caminho que culmina neste trabalho.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), Brasil. Processo nº 2023/08795-4.

As opiniões, hipóteses, conclusões ou recomendações aqui contidas são de responsabilidade da autora e não necessariamente refletem a visão da FAPESP.

“O futuro é uma criança com medo de nós”.

(Edgar)

RESUMO

A dinâmica do relevo terrestre tem sido alterada de maneira irreversível, resultado da ação humana enquanto agente geológico-geomorfológico-pedológico. No Antropoceno, essas transformações se tornam especialmente visíveis, impulsionadas pelo desenvolvimento tecnológico e social do sistema capitalista. Elas refletem uma apropriação progressiva da natureza, iniciada pela sociedade desde tempos remotos. Nesse cenário, no qual os paradigmas capitalistas reverberam na cidade e no campo, os solos são alvos de degradação e contaminação pela ação humana, convertendo-se, através da antropogênese, em Antropossolos: volumes pedológicos com características muito distintas dos naturais. Essa recente proposta de classificação, embora ainda não oficial, sistematiza o conhecimento acerca desses materiais e coadjuva para a discussão acerca dos solos do (e no) Antropoceno. Desse modo, o objetivo do trabalho em tela foi caracterizar a presença de metais potencialmente tóxicos (MPTs) (As, Cd, Cu, Cr e Pb) em Antropossolos na Área de Proteção Ambiental (APA) do Timburi, município de Presidente Prudente/SP, por meio da avaliação morfológica e físico-química do solo, utilizando-se de volumes pedológicos de áreas de cultivo de batata-doce (*Ipomoea batatas*), sob preparo convencional. Para tanto, foram feitos mapas de uso da terra, coleta de amostras de solo para análises físicas (granulometria, Ds e permeabilidade) e químicas (P, MO, pH, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, H+Al³⁺, SB, CTC e V) de rotina, além de descrição morfológica, a fim de se analisar a existência de Antropossolos e seu enquadramento conforme a classificação de Curcio, Lima e Giarola (2004), sendo os volumes tendo sido classificados como Antropossolos Decápílicos Parciálicos. A identificação de MPTs foi realizada através de espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES). Adicionalmente, na Universidade da Califórnia, em Davis, foram realizadas análises ecotoxicológicas nos solos estudados, utilizando-se o ácaro oribatídeo *Oppia nitens* para a avaliação dos efeitos da contaminação dos solos por Cd em laboratório. A avaliação integrada dos Antropossolos da APA do Timburi revelou contrastes marcantes entre os perfis analisados. A descrição morfológica evidenciou indícios de intervenção antrópica, enquanto as análises químicas e físicas indicaram baixa fertilidade natural e manejo antrópico significativo, além de variações na quantidade de matéria orgânica, por exemplo. Foram encontrados MPTs, com destaque para Cr e Cu, enquanto Pb, As e Cd apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção, conforme os Valores Orientadores para Solo e Água Subterrânea no Estado de São Paulo da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb), com indícios de acúmulo diferencial entre os perfis analisados. Já os testes ecotoxicológicos com ácaros oribatídeos revelaram respostas biológicas distintas entre os solos, indicando que, mesmo em níveis abaixo dos padrões legais, a interação dos metais com as propriedades do solo pode afetar negativamente a fauna edáfica. Esses resultados contribuíram para a compreensão da qualidade ambiental e dos riscos associados às intervenções antrópicas na região estudada. Este trabalho, enfim, visa ratificar a existência dos Antropossolos frente ao Antropoceno, ensejando contribuir para o debate sobre a “antropedologia” brasileira.

Palavras-chave: solos antropogênicos; metais potencialmente tóxicos; batata-doce; ácaros; antropedologia.

ABSTRACT

The dynamics of the Earth's landforms have been irreversibly altered because of human action as a geological-geomorphological-pedological agent. In the Anthropocene, these transformations become especially visible, driven by the technological and social development of the capitalist system. They reflect a progressive appropriation of nature, initiated by society since remote times. In this context, in which capitalist paradigms reverberate across both urban and rural areas, soils have become targets of degradation and contamination due to human activity, being transformed, through anthropogenesis, into Anthroposols: pedological bodies with characteristics markedly different from natural ones. This recent classification proposal, although not yet official, systematizes knowledge about these materials and contributes to the discussion on soils of (and in) the Anthropocene. Thus, the objective of this study was to characterize the presence of potentially toxic metals (PTMs) (As, Cd, Cu, Cr, and Pb) in Anthroposols within the Environmental Protection Area (EPA) of Timburi, in the municipality of Presidente Prudente, São Paulo State, Brazil, through morphological and physicochemical soil evaluation, using pedological volumes from sweet potato (*Ipomoea batatas*) cultivation areas under conventional tillage. To this end, land use maps were produced, and soil samples were collected for physical analyses (particle size distribution, bulk density, and permeability) and routine chemical analyses (P, OM, pH, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, H⁺+Al³⁺, SB, CEC, and base saturation), in addition to morphological description, to assess the existence of Anthroposols and their classification according to Curcio, Lima, and Giarola (2004). The soils were classified as *Parcialic Decapitated Anthroposols*. The identification of PTMs was carried out using inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES). Additionally, at the University of California, Davis, ecotoxicological analyses were conducted on the studied soils, using the oribatid mite *Oppia nitens* to evaluate the effects of Cd contamination under laboratory conditions. The integrated assessment of Anthroposols from the Timburi EPA revealed marked contrasts among the analyzed profiles. Morphological description evidenced signs of anthropic intervention, while chemical and physical analyses indicated low natural fertility and significant anthropogenic management, as well as variations in organic matter content, among other factors. PTMs were detected, with emphasis on Cr and Cu, whereas Pb, As, and Cd showed concentrations below the detection limit, in accordance with the Guideline Values for Soil and Groundwater in the State of São Paulo established by the Environmental Company of the State of São Paulo (Cetesb), with evidence of differential accumulation among the analyzed profiles. Ecotoxicological tests with oribatid mites revealed distinct biological responses among soils, indicating that, even at levels below legal standards, the interaction of metals with soil properties may negatively affect soil fauna. These results contributed to the understanding of environmental quality and the risks associated with anthropogenic interventions in the studied region. Ultimately, this work seeks to reinforce the recognition of Anthroposols within the context of the Anthropocene, contributing to the ongoing debate on Brazilian "anthropedology".

Keywords: anthropogenic soils; potentially toxic metals; sweet potato; mites; anthropedology.

ÍNDICE DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AA - Atividade da fração argila
AAS - Atomic Absorption Spectroscopy
Abra - Associação Brasileira de Reforma Agrária
a.C - Antes de cristo
Al - Alumínio
 Al^{3+} - Alumínio trivalente
ANOVA - Análise de variância
Anvisa - Agência Nacional de Vigilância Sanitária
APA - Área de Proteção Ambiental
APHIS - Animal and Plant Health Inspection Service
APMax - Valor máximo de adsorção disponível (solo/metais)
AR - Avaliações de risco
ASV - Anodic Stripping Voltammetry
ATP - Adenosina trifosfato
Au - Ouro
AWG - Anthropocene Working Group
B - Boro
Ba - Bário
C - Carbono
 Ca^{2+} - Cálcio
 $CaCl_2$ - Cloreto de cálcio
Cd - Cádmio
 CE_{50} - Concentração efetiva 50%
Cetesb - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
cl - Clima
 CH_4 - Metano
 CL_{50} - Concentração letal 50%
CMYK - Ciano, Magenta, Amarelo e Preto
CO - Carbono orgânico
Co - Cobalto
CO - Monóxido de carbono

CO₂ - Dióxido de carbono

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

Cr - Cromo

Cr (VI) - Cromo hexavalente

CST - Chinese Soil Taxonomy

CTC - Capacidade de Troca de Cátions

Cu - Cobre

DL₅₀ - Dose letal 50%

Ds - Densidade do solo

Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

ETG - Escala do Tempo Geológico

EUA - Estados Unidos da América

f - Função

FAAS ou FLAA - Flame Atomic Absorption Spectroscopy

FAO - Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura

Fe - Ferro

FeCr - Ferrochromo

FeCr₂O₄ - Cromita

Ga - Bilhões de anos

GEEs - Gases de Efeito Estufa

GFAAS - Graphite Furnace Atomic Absorption Spectroscopy

H - Altura de carga hidráulica constante

H⁺ - Hidrogênio

H₂O₂ - Peróxido de hidrogênio

HCl - Ácido clorídrico

Hex - Código de cor hexadecimal

Hg - Mercúrio

HNO₃ - Ácido nítrico

HSD - Honest Significant Difference

HSV L - Matiz, Saturação, Valor/Luminosidade

I - Incerteza

IAC - Instituto Agronômico de Campinas

IARC - Agência Internacional de Pesquisa em Câncer

Ibama - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

ICOMANTH - International Committee on Anthropogenic Soils

ICP-MS - Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry

ICP-OES - Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry

ICS - International Commission on Stratigraphy

INPE - Instituto nacional de Pesquisas Espaciais

ISO - International Organization for Standardization

IUGS - International Union on Geological Sciences

K^+ - Potássio

ka BP - Mil anos antes do presente

Ksat - Condutividade hidráulica saturada do solo

LABB - Laboratório de Análises Ambientais

LD - Limite de detecção

Li - Lítio

LQ - Limite de quantificação

Ma - Milhões de anos

MAPA - Ministério da Agricultura e Pecuária

Mg^{2+} - Magnésio

Milli-Q - Água ultrapura de laboratório

MMA - Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima

Mn - Manganês

MO - Matéria orgânica

MS - Ministério da Saúde

N - Nitrogênio

N_2O - Óxido nitroso

Na - Sódio

NH_4^+ - Amônio

Ni - Níquel

NPK - Nitrogênio, fósforo e potássio

o - Organismos

OCDE - Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico

ODS - Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

OMS - Organização Mundial da Saúde

ONU - Organização das Nações Unidas

P - Fósforo

p - Material de origem

P1 - Ponto 1

P2 - Ponto 2

P3 - Ponto 3

PARA - Programa de Análise de Resíduos Agrotóxicos em Alimentos

Pb - Chumbo

PbS - Sulfeto de chumbo

PCA - Análise de Componentes Principais

PNG - *Portable Network Graphics*

PNUMA - Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

PPQ - *Plant Protection and Quarantine*

P-res - Fósforo resina

psi - libras por polegada quadrada

R - Resultado

r - relevo

R^2 - Raiz quadrada

S - Enxofre

S - Solo

SB - Soma de bases

Si - Silício

SBCS - Sociedade Brasileira de Ciência do Solo

SiBCS - Sistema Brasileiro de Classificação de Solos

SIG - Sistema de Informação Geográfica

SP - São Paulo

SQS - *Subcommission of Quaternary Stratigraphy*

t - Tempo

Ta - Argila de alta atividade

Tb - Argila de baixa atividade

Ti - Titânio

UC Davis - Universidade da Califórnia, Davis

UFPR - Universidade Federal do Paraná

UNESCO - Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura

Unioeste - Universidade Estadual do Oeste do Paraná

USDA - United States Department of Agriculture

USEPA - United States Environmental Protection Agency

UTM - Universal Transverse Mercator

V% - Percentual de saturação por bases

VI - Valor de intervenção

VP - Valor de prevenção

VRQ - Valor de Referência de Qualidade

WRB - World Reference Base for Soil Resources

XRF - X-Ray Fluorescence

Zn - Zinco

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Países líderes na utilização de agrotóxicos (em toneladas) (2021).....	33
Figura 2.	Categorização de agrotóxicos de acordo com os organismos-alvo que pretendem controlar.....	35
Figura 3.	Porcentagem do uso global de agrotóxicos.....	35
Figura 4.	Participação das culturas mais dependentes de agrotóxicos no volume do mercado brasileiro de agrotóxicos em 2022, por safra, em porcentagem.....	36
Figura 5.	Áreas suscetíveis à poluição por agrotóxicos.....	37
Figura 6.	As três principais vias de exposição humana.....	38
Figura 7.	Classificação em função da toxicidade aguda dos agrotóxicos, preservativos de madeira e afins.....	41
Figura 8.	Tendências para o “sistema terrestre” (1750 - 2010).....	45
Figura 9.	Status atual das variáveis de controle para os 9 limites planetários.....	47
Figura 10.	O impacto das inundações no Estado do Rio Grande do Sul em 2024.....	48
Figura 11.	Classes de degradação do solo com base na intensidade das pressões antrópicas e nas tendências de deterioração.....	61
Figura 12.	Distribuição dos 925 trabalhos sobre solos antrópicos no mundo.....	65
Figura 13.	Perfis esquemáticos das classes de Antropossolos.....	68
Figura 14.	Categorização sistemática dos principais poluentes químicos dos solos.....	72
Figura 15.	Classificação dos elementos metálicos e não metálicos frequentemente encontrados nos solos.....	74
Figura 16.	Desenhos esquemáticos representativos de um ácaro oribatídeo (<i>Acari</i>) e um colêmbolo (<i>Collembola</i>).....	84
Figura 17.	Distribuição biogeográfica do ácaro <i>Oppia nitens</i> no mundo.....	86
Figura 18.	Elementos fundamentais para testes ecotoxicológicos em laboratório.....	87
Figura 19.	Figura 19. Valor de produção da batata-doce no Brasil (mil reais).....	90
Figura 20.	Localização da APA do Timburi no município de Presidente Prudente/SP.....	92
Figura 21.	Mapa com os municípios produtores de batata-doce do estado de São Paulo e o valor da produção (mil reais).....	94
Figura 22.	Quantidade de batata-doce produzida no Brasil (em toneladas).....	94
Figura 23.	Mapa de cobertura e uso da terra com a localização das propriedades que cultivam batata-doce na APA do Timburi.....	95
Figura 24.	Esboço simplificado das principais classes de solos da APA do Timburi.....	96
Figura 25.	Perfil morfodinâmico e local de coleta do Ponto 1 na APA do Timburi.....	97
Figura 26.	Perfil morfodinâmico e local de coleta do Ponto 2 na APA do Timburi.....	98
Figura 27.	Ponto 1, antes do plantio, localizado na APA do Timburi.....	99
Figura 28.	Ponto 1, depois do plantio, localizado na APA do Timburi.....	99
Figura 29.	Ponto 2, antes do plantio, localizado na APA do Timburi.....	100
Figura 30.	Ponto 2, depois do plantio, localizado na APA do Timburi.....	100
Figura 31.	Fluxograma detalhado dos procedimentos metodológicos adotados na pesquisa em tela.....	101
Figura 32.	Limpeza do P1 para a coleta de amostras no dia 12 de fevereiro de 2024.....	102
Figura 33.	Coleta de amostras no P2 no dia 17 de agosto de 2024.....	103

Figura 34.	Amostras de solo da APA do Timburi recém-chegadas do Brasil.....	111
Figura 35.	Detalhe da amostra <i>P2 post-planting</i>	111
Figura 36.	Tomada da CRA das amostras dos solos estudados.....	112
Figura 37.	Vista de cima dos tubos de ensaio durante a tomada da CRA.....	112
Figura 38.	Pesagem de amostra de solo para o teste de toxicidade.....	115
Figura 39.	Detalhe das amostras já contaminadas com Cd.....	115
Figura 40.	Cem gramas de solo sendo pesados em balança de precisão.....	119
Figura 41.	Amostras de solo em frascos de vidro após a adição de fermento.....	119
Figura 42.	Preparação das amostras para a extração de ácaros.....	120
Figura 43.	Amostras de solo no extrator <i>McFadyen</i>	120
Figura 44.	Triângulo textural dos perfis estudados com representação do teor de argila (%).....	132
Figura 45.	Associação entre a fração granulométrica e os teores de MPTs dos solos estudados (pré e pós-plantio).....	138
Figura 46.	Correlograma das relações entre a fração granulométrica e os teores de MPTs dos solos estudados (pré e pós-plantio).....	140
Figura 47.	Correlograma das relações entre os atributos químicos e os teores de MPTs dos solos estudados (pré e pós-plantio).....	142
Figura 48.	Associação entre os atributos químicos e os teores de MPTs dos solos estudados (pré e pós-plantio).....	143
Figura 49.	PCA dos atributos químicos, granulometria e teores de MPTs dos solos estudados (pré-plantio).....	145
Figura 50.	PCA dos atributos químicos, granulometria e teores de MPTs dos solos estudados (pós-plantio).....	146
Figura 51.	PCA conjunta dos atributos químicos, granulometria e teores de MPTs dos solos estudados (pré e pós-plantio).....	147
Figura 52.	PCA dos atributos químicos, granulometria e teores de MPTs dos solos estudados (pré e pós-plantio) com diferenciação entre P1 e P2.....	148
Figura 53.	Mudança de crescimento de <i>Oppia nitens</i> em solos de mata e antrópicos ao longo do tempo (3, 6, 9 e 14 dias).....	150
Figura 54.	Mudança de crescimento de <i>Oppia nitens</i> com base na cor do tegumento (em dias).....	151
Figura 55.	Mudança de crescimento de <i>Oppia nitens</i> expostos a 200 mg/kg de Cd em solos de mata e antrópicos por diferentes períodos (3, 6, 9 e 14 dias).....	153
Figura 56.	Mudança de crescimento de <i>Oppia nitens</i> expostos a 400 mg/kg de Cd em solos de mata e antrópicos por diferentes períodos (3, 6, 9 e 14 dias).....	154
Figura 57.	Curvas dose-resposta da sobrevivência de <i>Oppia nitens</i> expostos a Cd após 28 dias nos solos estudados.....	157
Figura 58.	Curvas dose-resposta da reprodução de <i>Oppia nitens</i> após 28 dias de exposição a Cd nas amostras P1 e P2 <i>post-planting</i>	158

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1.	O “calendário cósmico” de Carl Sagan.....	29
Quadro 2.	Receitas das divisões de agrotóxicos das quatro maiores empresas do mundo (1994, 2009 e 2018).....	38
Quadro 3.	Principais efeitos dos agrotóxicos à saúde e tempo de exposição segundo a Anvisa (2018).....	39
Quadro 4.	Classes de periculosidade dos agrotóxicos recomendadas pela OMS.....	40
Quadro 5.	Influência das partículas primárias do solo (areia, silte e argila) em algumas propriedades e comportamentos do solo.....	58
Quadro 6.	Equivalência parcial entre classes de solos em alto nível categórico do SiBCS, <i>WRB</i> e <i>Soil Taxonomy</i>	64
Quadro 7.	Sistemas de classificação que consideram os solos antrópicos como uma Ordem.....	67
Quadro 8.	Tipos de solos modificados ou formados por ação humana.....	69
Quadro 9.	As visões das Pedologias clássica e crítica em relação aos fatores de formação do solo.....	71
Quadro 10.	Comparação das concentrações máximas de alguns MPTs em solos em algumas regiões do mundo (mg/kg).....	72
Quadro 11.	Origem geológica (litogênica) de alguns MPTs e metaloides (mg/kg).....	73
Quadro 12.	Principais fontes antropogênicas de MPTs.....	73
Quadro 13.	Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo.....	77
Quadro 14.	Classificação da fauna edáfica.....	83
Quadro 15.	Métodos de determinação aplicados aos atributos dos perfis de solo estudados.....	104
Quadro 16.	Amostras de solo da APA do Timburi utilizadas nos testes ecotoxicológicos, com sua equivalência em inglês.....	110
Quadro 17.	Descrição morfológica dos perfis de solo estudados na APA do Timburi.....	121
Quadro 18.	Síntese integrada dos atributos físicos, químicos e ecotoxicológicos dos perfis estudados e suas implicações para o enquadramento como Antropossolos.....	161

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1.	Capacidade de retenção de água das amostras utilizadas nos testes ecotoxicológicos com ácaros.....	113
Tabela 2.	Passos para a determinação da mudança de crescimento dos ácaros por dia, utilizando-se os valores <i>RGB</i> , <i>key-black</i> e <i>light colour mode</i>	117
Tabela 3.	Principais características químicas do P1, localizado na APA do Timburi.....	125
Tabela 4.	Principais características químicas do P2, localizado na APA do Timburi.....	126
Tabela 5.	Principais características físicas dos solos estudados na APA do Timburi.....	131
Tabela 6.	Distribuição das partículas primárias nas amostras de solo.....	132
Tabela 7.	Resultados da análise de MPTs antes e depois do plantio de batata-doce no P1 da APA do Timburi.....	135
Tabela 8.	Resultados da análise de MPTs antes e depois do plantio de batata-doce no P2 da APA do Timburi.....	137
Tabela 9.	Comparação dos ajustes dos modelos linear e não linear (quadrático) para a taxa de crescimento de <i>Oppia nitens</i> expostos a 400 mg/kg de Cd em solo natural e antrópicos.....	155
Tabela 10.	Taxa instantânea de crescimento de <i>Oppia nitens</i> em amostras de solo, natural e antrópicas, expostas a 400 mg/kg de Cd.....	156
Tabela 11.	Concentração letal média (CL ₅₀) de Cd, em mg/kg de solo, para <i>Oppia nitens</i> expostos a duas amostras de solo natural e a amostras de dois solos antrópicos.....	158
Tabela 12.	Concentração efetiva que inibe 50% da reprodução (CE ₅₀), de Cd em mg/kg de solo para <i>Oppia nitens</i> expostos a dois solos antrópicos (<i>P1 post</i> e <i>P2 post-planting</i>).....	159
Tabela 13.	Classificação dos Antropossolos estudados na APA do Timburi.....	160

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	22
2.	OBJETIVOS.....	27
2.1	Objetivo geral.....	27
2.2	Objetivos específicos.....	27
3.	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	28
3.1	O tempo geológico e o infinitesimal papel da humanidade no planeta Terra.....	28
3.2	O homem na T(t)erra: as bases de uma agricultura capitalista e o uso de agrotóxicos.....	30
3.3	Os agrotóxicos no Brasil e no mundo e a iminência de um colapso químico.....	33
3.4	O retrato de uma sociedade progressivamente tecnificada: Antropoceno ou Capitaloceno?.....	42
3.5	Antrossolização: dos solos naturais aos antropogênicos e os 20 anos da publicação do documento “Antropossolos: proposta de ordem (1ª aproximação)”, de Curcio, Lima e Giarola (2004).....	51
3.5.1	A formação dos solos naturais e suas características químicas, físicas e morfológicas.....	51
3.5.1.1	As características químicas dos solos naturais.....	55
3.5.1.2	As características físicas dos solos naturais.....	57
3.5.1.3	As características morfológicas dos solos naturais.....	59
3.5.2	O homem como sexto fator de formação do solo.....	61
3.6	Os metais potencialmente tóxicos como ameaças (in)visíveis, seus efeitos na saúde do solo e humana e as orientações preconizadas pela Cetesb.....	71
3.6.1	Arsênio (As).....	80
3.6.2	Cádmio (Cd).....	80
3.6.3	Chumbo (Pb).....	81
3.6.4	Cromo (Cr).....	82
3.6.5	Cobre (Cu).....	82
3.7	Ecotoxicologia: o uso de bioindicadores para testes de toxicidade em solos e a utilização de ácaros como organismos-teste.....	82
3.8	A cultura da batata-doce no Brasil e no mundo: como é a sua relação com os agrotóxicos?.....	90
4.	FUNDAMENTAÇÃO METODOLÓGICA.....	92
4.1	Material.....	92
4.1.1	Informações gerais da área de estudo.....	92
4.1.2	Amostragem dos perfis de solo na APA do Timburi, Presidente Prudente/SP.....	97
4.2	Procedimentos metodológicos.....	101
4.2.1	Procedimentos de campo.....	102
4.2.2	Procedimentos de laboratório.....	104
4.2.2.1	Propriedades físico-químicas dos solos estudados.....	104
4.2.2.2	Análise de metais potencialmente tóxicos nos solos estudados.....	105

4.2.2.2.1	Análises estatísticas.....	106
4.2.2.3	Testes de toxicidade realizados na Universidade da Califórnia, Davis, durante o período de BEPE - FAPESP.....	109
4.2.2.3.1	Teste de crescimento com ácaros oribatídeos <i>Oppia nitens</i>	113
4.2.2.3.2	Teste de reprodução com ácaros oribatídeos <i>Oppia nitens</i>	118
4.3.2	Procedimentos de gabinete.....	120
5.	ANÁLISE DOS RESULTADOS	121
5.1	Descrição morfológica dos perfis de solo estudados na APA do Timburi.....	121
5.1.1	Ponto 1.....	122
5.1.2	Ponto 2.....	123
5.2	Atributos químicos dos solos estudados na APA do Timburi, na primeira e segunda coletas de amostras de solo dos Pontos 1 e 2.....	124
5.2.1	Fósforo (P).....	127
5.2.2	Matéria orgânica (MO).....	127
5.2.3	Potencial hidrogeniônico (pH).....	128
5.2.4	Soma de Bases (SB).....	128
5.2.5	Capacidade de Troca de Cátions (CTC).....	129
5.2.6	Saturação por Bases (V%).....	130
5.3	Atributos físicos dos solos estudados na APA do Timburi, na primeira e segunda coletas de amostras dos Pontos 1 e 2.....	131
5.3.1	Textura.....	131
5.3.2	Densidade do solo (Ds).....	133
5.3.3	Permeabilidade.....	133
5.4	Análises de metais potencialmente tóxicos nos solos estudados na APA do Timburi, na primeira e segunda coletas de amostras dos Pontos 1 e 2.....	133
5.4.1	Análises estatísticas.....	138
5.5	Testes de toxicidade com ácaros <i>Oppia nitens</i> nos solos estudados.....	149
5.5.1	Teste de crescimento.....	149
5.5.2	Teste de reprodução e sobrevivência.....	156
5.6	Enquadramento dos solos estudados como Antropossolos.....	159
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	162
7.	REFERÊNCIAS	165
	Apêndices.....	190

1. INTRODUÇÃO

A intensificação das transformações ambientais observadas nas últimas décadas tem provocado um debate crescente acerca do papel da ação humana como força geológica capaz de alterar os sistemas naturais em escala planetária. No âmbito acadêmico, esse debate consolidou-se em torno da proposição do Antropoceno como uma nova época geológica, caracterizada pela magnitude e irreversibilidade das intervenções humanas sobre os ciclos biogeoquímicos, a biosfera e a litosfera (Crutzen; Stoermer, 2000; Crutzen, 2002). Tal concepção rescinde a ideia de que as sociedades humanas atuariam apenas como agentes externos ou superficiais aos processos naturais, reconhecendo-as como parte constitutiva da dinâmica terrestre contemporânea.

A formalização do Antropoceno, embora ainda em discussão na esfera estratigráfica, tem sido sustentada por evidências materiais concretas, como a presença de tecnofósseis, o aumento da concentração de metais e compostos sintéticos nos sedimentos e solos, bem como alterações significativas nos padrões de erosão e deposição (Waters *et al.*, 2016; Zalasiewicz *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2025). Essas evidências indicam que os registros da ação humana se encontram incorporados aos materiais geológicos e pedológicos, configurando uma nova camada de leitura da história da Terra. No entanto, a adoção do referido termo não ocorre de forma consensual, já que diversos autores questionam a generalização implícita do conceito, que atribui à “humanidade” a responsabilidade pelas transformações ambientais observadas. Nesse contexto, emerge a noção de Capitaloceno, que desloca o foco explicativo para o sistema capitalista de produção, entendido como o principal vetor histórico da apropriação intensiva da natureza, da mercantilização dos bens ambientais e da degradação ambiental em escala global (Moore, 2015; Malm, 2016; Barcelos, 2019). A perspectiva do Capitaloceno sugere a noção de que as transformações ambientais contemporâneas não decorrem de uma ação humana abstrata e homogênea, mas de processos históricos específicos, marcados por relações desiguais de poder, exploração do trabalho e apropriação da natureza. No espaço agrário, essas relações materializam-se de forma particularmente intensa, sobretudo a partir da consolidação da agricultura “moderna” e da Revolução Verde no século XX, quando o uso de agrotóxicos, a mecanização e os pacotes tecnológicos passaram a orientar a produção agrícola em escala global (Altieri, 2004; Delgado, 2012).

No Brasil, a “modernização” da agricultura aprofundou a dependência de fertilizantes minerais, corretivos e agrotóxicos, promovendo ganhos expressivos de produtividade, mas intensificando impactos socioambientais (Moreira, 2013). O uso sistemático de agrotóxicos tornou-se uma característica estrutural do modelo agrícola dominante, posicionando o país entre

os maiores consumidores mundiais desses produtos (Bombardi, 2017; Konchinski, 2024). Essa dinâmica tem implicações diretas sobre os solos, que passam a funcionar como receptores e acumuladores de substâncias químicas potencialmente tóxicas (Curcio; Lima; Giarola, 2004).

Sob a perspectiva pedológica, os solos deixam de ser compreendidos apenas como corpos naturais formados por processos físico-químicos e biológicos de longa duração, passando a ser reconhecidos como geomateriais híbridos, nos quais se inscrevem as marcas da ação humana (Rahmati *et al.*, 2023). A antropogênese, entendida como o conjunto de processos de formação e transformação dos solos induzidos por atividades antrópicas, evidencia que práticas agrícolas intensivas podem alterar profundamente a estrutura, a composição química e a dinâmica biológica dos solos (Curcio; Lima; Giarola, 2004; Kämpf; Curi, 2012; Jegede, 2019; Coulibaly *et al.*, 2022; IUSS, 2022).

A aplicação recorrente de agrotóxicos, por exemplo, constitui uma das principais vias de introdução de metais potencialmente tóxicos (MPTs) nos sistemas edáficos, estabelecendo uma relação direta entre práticas agrícolas e contaminação ambiental (Filizola *et al.*, 2002; Kabata-Pendias, 2011; Alloway, 2013). A incorporação desses elementos aos solos não ocorre de forma neutra ou reversível, já que ao interagir com a fração mineral e orgânica, os metais passam a integrar o sistema solo, influenciando sua fertilidade, biota e capacidade de desempenhar funções ecológicas essenciais. Esses elementos se destacam por sua persistência ambiental, baixa mobilidade relativa e capacidade de se integrar estruturalmente às matrizes minerais e orgânicas do solo. Diferentemente de compostos orgânicos, cuja degradação pode ocorrer ao longo do tempo, os metais tendem a permanecer nos solos por longos períodos, configurando um passivo ambiental de difícil reversão (Alloway, 2013).

Dessa forma, os solos agrícolas contemporâneos podem ser interpretados como arquivos materiais do Antropoceno, ou Capitaloceno, nos quais se acumulam evidências químicas, físicas e biológicas das escolhas produtivas e territoriais realizadas ao longo do tempo (Storozum *et al.*, 2020; Moreno, 2022; IUSS, 2022).

Estudos indicam que fertilizantes minerais podem conter impurezas metálicas oriundas das rochas fosfáticas, enquanto determinados agrotóxicos apresentam metais em sua formulação ou como subprodutos do processo industrial (Kabata-Pendias, 2011; Alloway, 2013). A aplicação contínua dessas substâncias, sobretudo em sistemas de cultivo intensivo, favorece o acúmulo gradual de elementos como arsênio (As), cobre (Cu), zinco (Zn), chumbo (Pb) e cádmio (Cd) nos horizontes superficiais do solo (Filizola *et al.*, 2002).

Esses processos assumem particular relevância em áreas onde o manejo convencional predomina, com preparo frequente do solo e uso recorrente de defensivos químicos. Nessas

condições, os MPTs tendem a se concentrar nas camadas de superfície devido ao teor de MO e argila (Yang *et al.*, 2024). Tal dinâmica compromete não apenas a qualidade química do solo, mas também sua funcionalidade ecológica, afetando processos como a ciclagem de nutrientes, a decomposição da MO e a estruturação dos agregados (Kabata-Pendias, 2011).

Do ponto de vista pedológico, a incorporação de MPTs aos solos pode ser interpretada como parte de um processo mais amplo de antropodogênese. Conforme discutido por Curcio, Lima e Giarola (2004), a ação antrópica sistemática é capaz de gerar modificações profundas nos solos, alterando suas características morfológicas, químicas e biológicas a ponto de justificar sua classificação como Antropossolos (Teixeira *et al.*, 2022). Nesse sentido, a contaminação por MPTs não representa apenas um impacto pontual, mas um elemento sequente em solos agrícolas, caracterizando um problema global (Rashid *et al.*, 2023)

A compreensão desses processos exige abordagens metodológicas que ultrapassem a simples quantificação das concentrações totais de metais no solo. Embora as análises químicas sejam fundamentais para identificar e mensurar a presença desses elementos, elas não capturam, isoladamente, os efeitos ecológicos dos MPTs sobre os organismos edáficos, parte essencial do funcionamento desse ecossistema. Assim, a avaliação integrada da qualidade do solo tem incorporado, de forma crescente, o uso de bioindicadores, capazes de expressar respostas biológicas às alterações ambientais (Dindal, 1990; Paoletti, 1999).

Os organismos do solo, por ocuparem diferentes níveis tróficos e desempenharem funções ecológicas essenciais, respondem de maneira sensível às mudanças nas condições físicas e químicas do ambiente edáfico (Baretta *et al.*, 2011). Dentre esses organismos, os ácaros oribatídeos têm sido amplamente utilizados em estudos de monitoramento ambiental, em função de sua abundância, diversidade, baixa mobilidade e estreita relação com a MO do solo (Lebrun; Van Straalen, 1995; Behan-Pelletier, 1999; Fajana *et al.*, 2019). Essas características os tornam particularmente adequados para a avaliação de impactos antrópicos de caráter cumulativo, como a contaminação por metais (Jegade *et al.*, 2020). Conforme o supracitado autor, a espécie *Oppia nitens* destaca-se como um organismo modelo para estudos de qualidade do solo em ambientes agrícolas. Diversas pesquisas (Princz *et al.*, 2009; Fajana *et al.*, 2019; Jegede *et al.*, 2019; Fajana *et al.*, 2020) apontam sua sensibilidade a alterações químicas do solo, incluindo a presença de MPTs, bem como sua resposta a diferentes práticas de manejo agrícola (Fajana *et al.*, 2019). A variação na abundância e no comportamento dessa espécie pode refletir mudanças sutis nas condições ambientais, funcionando como um indicador biológico da integridade do sistema edáfico.

No estudo em tela, a adoção de *Oppia nitens* como bioindicador fundamenta-se,

portanto, na perspectiva de uma análise integrada do solo, que articula dados físicos, químicos e biológicos. Essa abordagem permite superar leituras fragmentadas da contaminação ambiental, oferecendo uma compreensão mais ampla dos efeitos da ação antrópica sobre os solos agrícolas. Ao considerar-se simultaneamente a presença de MPTs e a resposta da mesofauna edáfica, torna-se possível avaliar não apenas a magnitude da possível contaminação, mas também suas implicações ecológicas (Manu *et al.*, 2019).

Tal discussão adquire especial relevância quando situada em áreas legalmente protegidas, como as Áreas de Proteção Ambiental (APAs). Criadas com o objetivo de proteger e conservar a qualidade ambiental e os sistemas naturais existentes (Brasil, 1989), as APAs frequentemente abrigam atividades agrícolas em seu interior, o que pode gerar tensões entre produção e preservação (Costa *et al.*, 2011). No caso da APA do Timburi, localizada no município de Presidente Prudente, São Paulo (Oeste Paulista), essas contradições manifestam-se de forma evidente, sobretudo em função da predominância de sistemas agrícolas associados ao manejo convencional do solo.

A formação territorial do Oeste Paulista está historicamente vinculada à ocupação acelerada, bem como ao cultivo agrícola e às áreas de pastagem em detrimento de grande parte da Floresta Estacional Semidecidual e de manchas de cerrado (Queiroz Neto, 2001). O resultado de tais atividades materializou-se na forma de intensa mobilização do solo e substituição de culturas preexistentes, ocasionando um sério quadro de processos erosivos laminares e lineares, bem como de revolvimento dos volumes pedológicos para o plantio de culturas sob modelo convencional de produção. Atualmente, na APA do Timburi, essas dinâmicas se expressam na prática da agricultura, especialmente no cultivo da batata-doce (*Ipomoea batatas*). Conforme Bombardi (2017), a agricultura familiar, de modo geral, embora desempenhe papel central na produção de alimentos e na manutenção de modos de vida, não está dissociada das contradições do modelo agrícola dominante. A dependência de produtos químicos, muitas vezes associada à limitação de alternativas técnicas e ao acesso restrito a políticas públicas de apoio, contribui para a reprodução de práticas potencialmente degradantes do solo, mesmo em áreas destinadas à proteção ambiental (Ploeg, 2008).

Nesse contexto, os solos da APA do Timburi podem ser compreendidos como produtos materiais de uma trajetória histórica específica, na qual se articulam a agricultura, a lógica do capital e os limites das políticas de conservação ambiental. As alterações observadas nas características químicas e na fauna edáfica, por exemplo, configuram evidências concretas da antropização desses solos, reforçando sua caracterização morfológica e evidenciando as marcas do Antropoceno em escala local.

Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo caracterizar a presença de MPTs em Antropossolos na APA do Timburi por meio da avaliação morfológica, físico-química e ecotoxicológica dos solos sob cultivo de batata-doce, adotando-se uma abordagem interdisciplinar voltada à compreensão da qualidade do solo em áreas agrícolas inseridas em contextos de proteção ambiental.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Caracterizar a presença de MPTs em Antropossolos na Área de Proteção Ambiental do Timburi, município de Presidente Prudente/SP, por meio da avaliação morfológica e físico-química do solo, utilizando-se de volumes pedológicos de áreas de cultivo de batata-doce (*Ipomoea batatas*) sob preparo convencional.

2.2 Objetivos específicos

- Analisar a possível contaminação dos solos com cultivos de batata-doce da APA do Timburi por arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr);
- Avaliar a toxicidade de metais em ácaros oribatídeos *Oppia nitens* expostos aos Antropossolos;
- Compreender o contexto histórico de mudanças no uso e ocupação da terra e práticas de manejo que evidenciem a presença de MPTs nos solos estudados;
- Aprofundar o debate sobre os Antropossolos e os riscos relacionados à presença de MPTs no contexto do Antropoceno;
- Contribuir para a escassa discussão a respeito da “antropedologia” brasileira.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 O tempo geológico e o infinitesimal papel da humanidade no planeta Terra

O tempo da Terra, ou tempo geológico, é substancialmente distinto do tempo da humanidade, ou tempo histórico, principalmente porque o primeiro trata de uma cronografia distante, que remonta pelo menos 4,56 bilhões de anos (*IUGS; ICS 2025*).

A partir da necessidade de se ter um calendário com os mais importantes eventos da história terrestre, bem como da demanda em uniformizar os registros ocorridos no desenrolar da história geológica da Terra, os cientistas apresentaram a Escala do Tempo Geológico (ETG) (*Geologic Time Scale, GTS*), ferramenta padronizada e aplicada ao redor do globo, dividida em unidades cronoestratigráficas, de baixo para cima, sendo que os representantes mais antigos são subjacentes aos mais recentes: éons, as maiores divisões da ETG; eras; períodos; épocas; e idades, as menores subdivisões da escala. Nesse sentido, cada recorte temporal está correlacionado a formações rochosas e fósseis, sobretudo porque “o início de cada um desses intervalos coincide com um fenômeno marcante, que exerceu impacto relevante para a evolução do planeta” (Silva; Tadra, 2017, p. 61). Assim, no tempo geológico, os acontecimentos separam-se por milhões (Ma) e bilhões (Ga) de anos (Teixeira, 2014).

A partir do *Big Bang*, há 13,8 bilhões de anos, a Terra surgiu, resfriando e solidificando-se como planeta bilhões de anos depois (Ellis, 2018). As primeiras bactérias detentoras da vida começaram a aparecer por volta de 3,8 bilhões de anos, assim como surgiram as rochas primárias. Os organismos multicelulares eclodiram há mais de 1 bilhão de anos, ao passo que os animais primitivos apareceram há 800 Ma (Ellis, 2018).

A partir de 543 Ma, a vida colonizou a Terra, sendo que os seres vivos passaram por significativa diversidade evolutiva, como os animais marinhos, por exemplo, que surgiram nesse intervalo (Silva; Tadra, 2017). Há 200 Ma, aproximadamente, os mamíferos sobreviveram e os primatas apareceram por volta de 65 Ma. Os hominídeos (gênero *Homo*), primeiros seres a utilizar ferramentas como o fogo e as pedras, surgiram há 6 Ma, sendo que o *Homo sapiens* arcaico apareceu há cerca de 300.000 anos, dando origem às espécies modernas (Dahlman, 2025).

Essa história é tão farta que, por vezes, existe dificuldade de entendimento diante de seu conteúdo, principalmente porque não há ciclos naturais ou instrumentos precisos para a aproximação pessoal com o tema (Chaves; Moraes; Lira-da-Silva, 2018). Nesse sentido, Ellis (2018) apresenta o “calendário cósmico”, popularizado por Carl Sagan, que sintetizou a história do universo, da Terra, da vida e dos seres humanos em um único ano (Quadro 1).

Quadro 1. O “calendário cósmico” de Carl Sagan

Dia do ano	ka BP ^a	Evento
1 de janeiro	13.800.000	<i>Big Bang</i>
1 de maio	8.500.000	Formação da Via Láctea
2 de setembro	4.600.000	Formação do Sistema Solar
6 de setembro	4.400.000	Rochas mais antigas
21 de setembro	3.800.000	Vida (unicelular, sem núcleo)
9 de outubro	3.400.000	Fotossíntese (cianobactérias)
29 de outubro	2.400.000	Oxigenação da atmosfera
15 de novembro	2.000.000	Eucariontes (primeiras células com núcleo)
5 de dezembro	800.000	Primeiros organismos multicelulares
20 de dezembro	450.000	Plantas terrestres
23 de dezembro	300.000	Répteis
25 de dezembro	230.000	Dinossauros
26 de dezembro	200.000	Mamíferos
27 de dezembro	150.000	Aves
28 de dezembro	130.000	Flores
30 de dezembro	65.000	Limite Cretáceo-paleógeno. Extinção dos dinossauros não-avianos; primeiros primatas
31 de dezembro, às 14h24	12.300	Hominídeos
22h24	2.500	Gênero <i>Homo</i> ; ferramentas de pedra
23h44	400	Domínio do fogo
23h48	300	<i>Homo sapiens</i> (humanos anatomicamente modernos)
23h55	100-60	Comportamentos humanos ‘modernos’, incluindo marcações simbólicas, comércio de longa distância, ferramentas e assentamentos mais complexos
23h59:32	12	Agricultura; época do Holoceno
23h59:48	5	Bronze; Primeira Dinastia egípcia
23h59:49	4,5	Alfabeto; roda
23h59:53	3	Ferro
23h59:32	2	Império Romano; história do Cristianismo, Invenção do 0
23h59:59	0,5	Colisão Velho Mundo - Novo Mundo

^a mil anos antes do presente.

Fonte: Ellis (2018), adaptado pelos autores (2025)

A partir do quadro exibido, torna-se possível compreender que durante a maioria do tempo, a Terra foi um lugar inóspito e, a partir do surgimento da vida, a existência humana passou a ocupar ínfima parcela do tempo geológico. Entretanto, foi capaz de prosperar como espécie e desenvolver tecnologias que a “catapultaram” da evolução de Darwin, ou seja, “crescer” em um ritmo muito mais acelerado que o evolutivo (UNESCO, 2018). Nesse prisma,

O argumento é que, se tivéssemos desenvolvido a tecnologia de pesca em alto-mar no ritmo em que as mudanças

evolutivas normalmente acontecem, então, os peixes também teriam tido tempo para aprender a evitar nossas redes de arrasto. Contudo, nós nos desenvolvemos tão mais rápido do que o ritmo evolutivo que o nosso ecossistema não teve tempo de se reajustar (UNESCO, 2018, p. 12).

Nesse ínterim, alça-se um dos fundamentais argumentos para a ideia da realidade do Antropoceno enquanto época ou evento geológico: embora os seres humanos estejam habitando a Terra há um período diminuto de tempo, foram capazes de provocar mudanças inéditas no planeta, dando origem à tecnosfera (ou “antroposfera”): um conjunto de todos os objetos concretos já criados artificialmente, pesando cerca de 30 trilhões de toneladas, que engloba, para além, os sistemas sociais e profissionais desenvolvidos pela sociedade (Ellis, 2017; UNESCO, 2018).

3.2 O homem na T(t)erra: as bases de uma agricultura capitalista e o uso de agrotóxicos

A sociedade humana, cuja existência no planeta Terra é ínfima e limitada, tem, desde o prelúdio do Holoceno, há cerca de 11,7 mil anos antes do presente, modificado significativamente os ecossistemas originais (Mazoyer; Roudart, 2010). Sem dúvidas, a agricultura apresentou-se como uma forma de dominação e domesticação de plantas e animais que, nos primórdios, garantiu a sobrevivência da espécie humana no globo; com o intuito de refinar suas condições de vida, a humanidade sempre procurou aumentar a produção de alimentos (Braibante; Zape, 2012). Assim, a agricultura representou o primeiro uso sistemático do solo pelos seres humanos (Brevik; Hartemink, 2010).

Nas diversas partes do mundo, essa prática surgiu de maneira heterogênea e independente, como um verdadeiro “conjunto de formas locais, variáveis no espaço e no tempo” (Porto-Gonçalves, 2004; Mazoyer; Roudart, 2010, p. 71), entendido como a “primeira e mais importante ruptura ecológica do homem com o meio em que vivia” (Feldens, 2018, p. 21), imprimindo nas paisagens a história sobre como cada grupo étnico dominava o solo em todas as partes do mundo (Capra *et al.*, 2015). Para além dos centros de origem da agricultura neolítica, tal prática se expandiu e deu origem a sociedades complexas, fazendo com que, através da segurança conquistada, o homem se fixasse no solo e deste se ocupasse, considerando-o, no início, como meio através do qual as plantas cresciam (Lepsch, 2010). Com o surgimento do excedente agrícola, manifestaram-se os primeiros caminhos para a desigualdade social, uma vez que esses montantes eram apropriados por uma pequena parcela da sociedade (Mazoyer; Roudart, 2010; Feldens, 2018). Assim, o processo de sedentarização humana, junto às primeiras bases para o surgimento do sistema capitalista de produção,

principalmente devido à passagem da subsistência para a comercialização (Mazoyer; Roudart, 2010), representou a via para o suposto desenvolvimento.

Na passagem da Idade Média para a Idade Moderna, a expansão e dominação europeia pelo globo, através da invasão de diversos países do Sul, colocou em evidência o modelo ocidental colonial adotado por estes povos, que, a partir de suas ocupações, impactaram significativamente o planeta, incutindo consequências como a poluição e a modificação dos ecossistemas terrestres, sobretudo através das *plantations* (Souza Júnior, 2023).

Mormente a partir do século XX, o sistema capitalista adereçou-se de diversas formas de sofisticação, principalmente pela influência do movimento neoliberal e, a respeito deste assunto, Oliveira (2012) comenta que, sob a égide do capitalismo monopolista mundializado, a agricultura passou a ser respaldada por um viés mercantil.

Mais adiante, o crescimento populacional, assegurado e possibilitado pela globalização, ganhou avultadas proporções (Porto-Gonçalves, 2004), dado que, a partir da urbanização crescente, a população mundial alcançou números exorbitantes. No ano de 2008, mais da metade das pessoas vivia em cidades, pressupondo, portanto, maior demanda por alimentos. Para Porto-Gonçalves (2004), esse processo de apropriação da agricultura pelo sistema capitalista colocou em xeque todo um processo histórico da humanidade pautado na conquista da segurança alimentar.

No Brasil, o processo de industrialização ganhou espaço em meados de 1950, quando o governo federal favoreceu a entrada de empresas transnacionais e incentivou a produção de insumos e de bens duráveis (Hespanhol, 1997). Com a urbanização latente e a maior demanda por produtos agrícolas, tornava-se necessário intensificar a produção do e no campo, importando-se produtos químicos e maquinários e, ao mesmo tempo, descaracterizando-se as bases da agricultura familiar para a produção de *commodities* para exportação.

A “modernização” da agricultura, encapotada de “Revolução Verde” e implementada no Brasil entre os anos de 1960 e 1970 sob o fundamental pretexto de erradicação da fome (Calvão, 2017), revestiu-se de abundosos danos socioambientais. Em seu trabalho, Moreira (2013, p. 44) aponta para o fato de que esse movimento alavancou “a poluição e envenenamento dos recursos naturais e dos alimentos, a perda da biodiversidade, a destruição dos solos e o assoreamento de nossos rios”. Ainda sobre isso, o referido autor conclui que

A elevada concentração da propriedade de terra e a desigual distribuição da propriedade dos recursos produtivos de origem industrial conformaram uma formação social capitalista no Brasil de forte exclusão social. Exclusão de massas significativas da população, não só do padrão de consumo e da qualidade de vida que se torna viável para estas elites e para as populações dos países avançados, mas também de condições mínimas adequadas de acesso à terra, ao trabalho, ao emprego, ao teto, à educação, à

alimentação e à saúde (Moreira, 2000, p. 45).

As áreas agrícolas mundiais ganharam 63 milhões de hectares entre 2000 e 2019 e, neste último ano, o sistema agroalimentar gerou 21% das emissões de dióxido de carbono (CO₂), 53% das emissões de metano (CH₄) e 78% das emissões de óxido nitroso (N₂O), gases de efeito estufa (GEE) (FAO, 2021). Nesse viés, ao passo que o agronegócio contribui para a mudança climática e coadjuva o estresse hídrico,

O problema de insegurança alimentar existente hoje é proveniente da impossibilidade das classes mais pobres de terem acesso aos alimentos necessários para uma alimentação saudável e balanceada. As projeções de crescimento populacional, do aumento do consumo per capita, da expansão das cidades e das restrições no uso de terra nas próximas décadas fazem mais presente o debate sobre a incapacidade de atender às necessidades humanas por alimentos (Saath; Fachinello, 2018, p. 196).

Esse modelo de produção agrícola conecta-se diretamente ao estado de vulnerabilidade dos camponeses e da natureza, uma vez que se baseia na dependência tecnológica, na concentração de terras, na monocultura, no uso intensivo dos “agrovenenos” e no trabalho análogo à escravidão (Bombardi, 2017).

Para a Associação Brasileira de Reforma Agrária (Abra), a dependência para com os agrotóxicos é resultado da primazia dada aos degradantes métodos de produção utilizados no campo brasileiro há décadas, dado que o modelo do agronegócio, voltado para a exportação, é intrinsecamente subordinado a esses produtos (Konchinski, 2024) e representa uma herança moderna imbricada no sistema de *plantations*. Em outras palavras, o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA, 2019) enfatiza que o fornecimento global de alimentos se tornou dependente do comércio de um pequeno número de culturas plantadas em algumas regiões do mundo, com crescente especialização destas, como o trigo, o milho e a soja, ao passo que, no contexto da globalização, a distância entre produtores e consumidores é capaz de encobrir a degradação dos ecossistemas em áreas de produção.

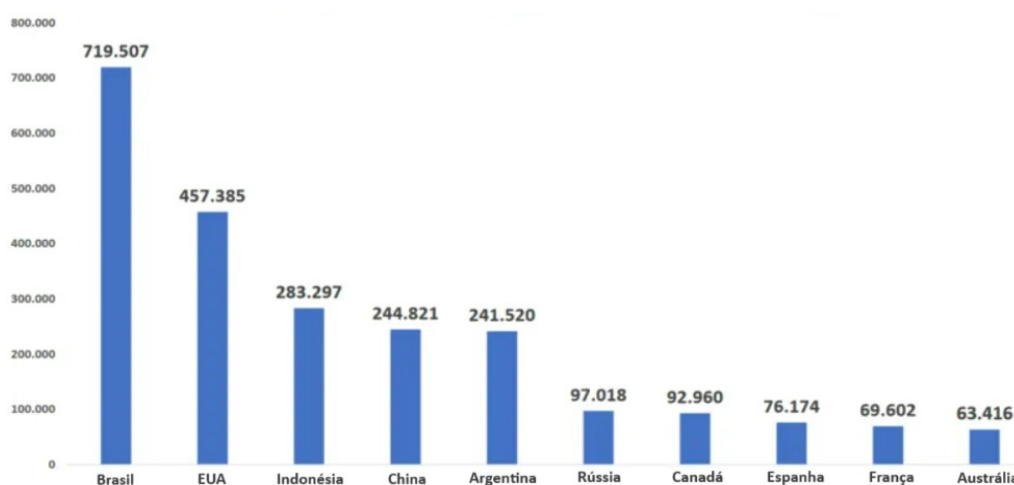
Para Primavesi (1997), não há eficácia em produzir alimentos para quem não pode comprá-los e, observando-se os números concernentes à fome no Brasil, a premissa se confirma: em 2015 o país voltou a fazer parte do Mapa da Fome da Organização das Nações Unidas (ONU) e, com os efeitos da Covid-19, a situação agravou-se. Atualmente, embora os dados sobre a insegurança alimentar moderada ou grave tenham chegado ao menor nível desde 2004, 6,48 milhões de pessoas ainda passam fome no Brasil (Renaux; Pirrho, 2025).

3.3 Os agrotóxicos no Brasil e no mundo: a iminência de um colapso químico

Sem a aplicação de agrotóxicos a nível global, estima-se que as perdas na produção de frutas seriam da ordem de 78%; dos vegetais, 54%; e dos cereais, 32%. Num panorama geral, a produção mundial de alimentos poderia ser reduzida em, aproximadamente, 40% (Rashid *et al.*, 2023). Esse argumento tem sido amplamente utilizado para legitimar o uso exacerbado desses compostos, cuja aplicação acompanha a história da agricultura desde seus primórdios, sendo que o primeiro utilizado foi o enxofre (S) elementar, há 4.500 anos, na Mesopotâmia. Mais adiante, nos séculos XVII e XVIII, substâncias como vinagre, salmoura e As eram utilizadas como pesticidas e, no século XX, químicos inorgânicos como Cu e S compunham os principais componentes usados em fungicidas e inseticidas (PNUMA, 2022).

Desde 1940, o controle de pragas, que antes era feito através de medidas agronômicas simples, passou a ser realizado por meio de tratamentos químicos diversos e sintetizados, representando uma “revolução” no desenvolvimento de pesticidas (PNUMA, 2018; PNUMA, 2022). No atual território brasileiro, os agrotóxicos, além de viabilizarem a produção de *commodities* para exportação, são abrangentemente consumidos pela população. Conforme Spadotto e Gomes (2021, s/p), “são consumidas anualmente cerca de 130 mil toneladas no país”, expressas em quantidade de ingrediente-ativo (i.a.), o que representa um aumento no consumo de agrotóxicos de 700%, colocando o Brasil no pódio de maior consumidor desses produtos no mundo, chegando a aplicar quase 720 mil toneladas em suas lavouras, número superior ao da China e Estados Unidos da América (EUA) juntos (Konchinski, 2024) (Figura 1).

Figura 1. Países líderes na utilização de agrotóxicos (em toneladas) (2021)



Fonte: Konchinski (2024), adaptado pelos autores (2025)

Para Lins *et al.* (2021), os agrotóxicos podem ser definidos como

[...] Qualquer tipo de compostos destinados à agricultura e que têm como finalidade agir na ação a prevenção ou redução dos efeitos causados por pragas, doenças, ervas daninhas, entre outros. Essas substâncias são compostos orgânicos sintéticos com baixo peso molecular, geralmente com baixa solubilidade em água e alta atividade biológica. Nesse grupo inclui todos os inseticidas, fungicidas, herbicidas, fumegantes e outros compostos orgânicos ou substâncias utilizadas como reguladores de crescimento, desfolhantes ou dissecentes (Lins *et al.*, 2021, p. 1).

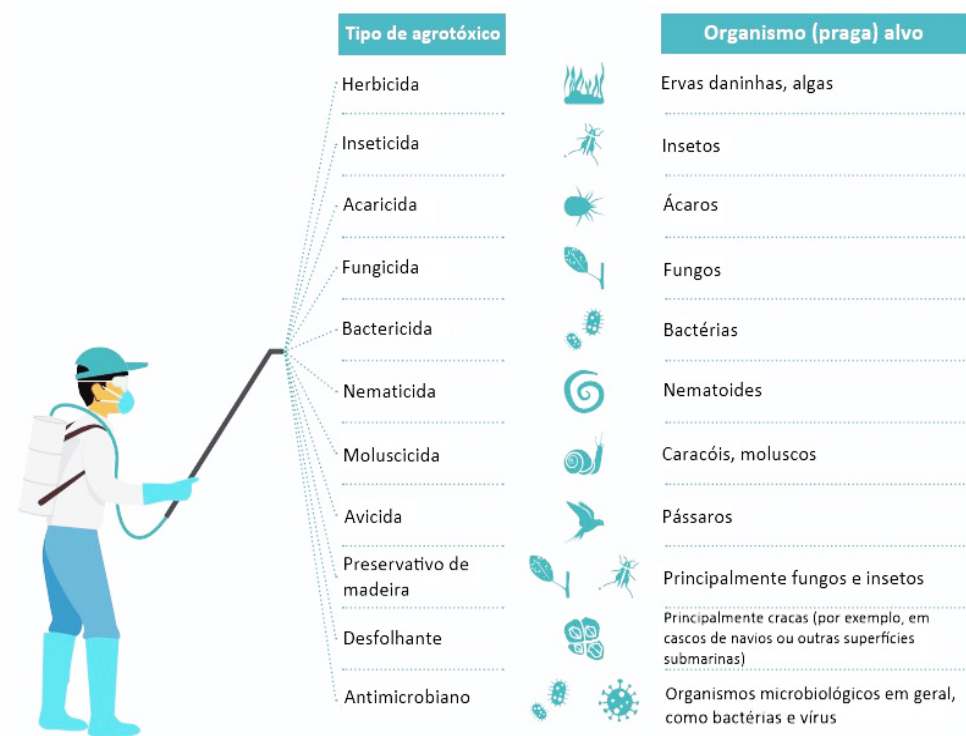
Conforme o Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002, que regulamenta a Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, os agrotóxicos e afins são

[...] Produtos e agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas, nativas ou plantadas, de outros ecossistemas e de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos, bem como de substâncias e produtos empregados como desfolhantes, dessecentes, estimuladores e inibidores de crescimento (Brasil, 2002).

De acordo com o Código de Conduta Internacional para a Gestão de Pesticidas (*International Code of Conduct on Pesticide Management, ICCPM*), gerido pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) e pela OMS (Organização Mundial da Saúde, 2014, p. 6), um agrotóxico é “qualquer substância ou mistura de substâncias de ingredientes químicos ou biológicos, destinadas a repelir, destruir ou controlar qualquer praga, ou regular o crescimento das plantas”.

Segundo Alengebawy *et al.* (2021), os agrotóxicos podem ser categorizados em diferentes grupos segundo a necessidade do usuário, sendo que existem três principais classificações: de acordo com sua estrutura química; de acordo com os organismos-alvo; e de acordo com as vias de entrada. Para o Instituto Nacional de Câncer (INCA, 2023), a depender do tipo de ação (ou organismos-alvo), os agrotóxicos podem ser classificados em inseticidas, fungicidas, herbicidas, raticidas, acaricidas, desfolhantes, etc (Figura 2).

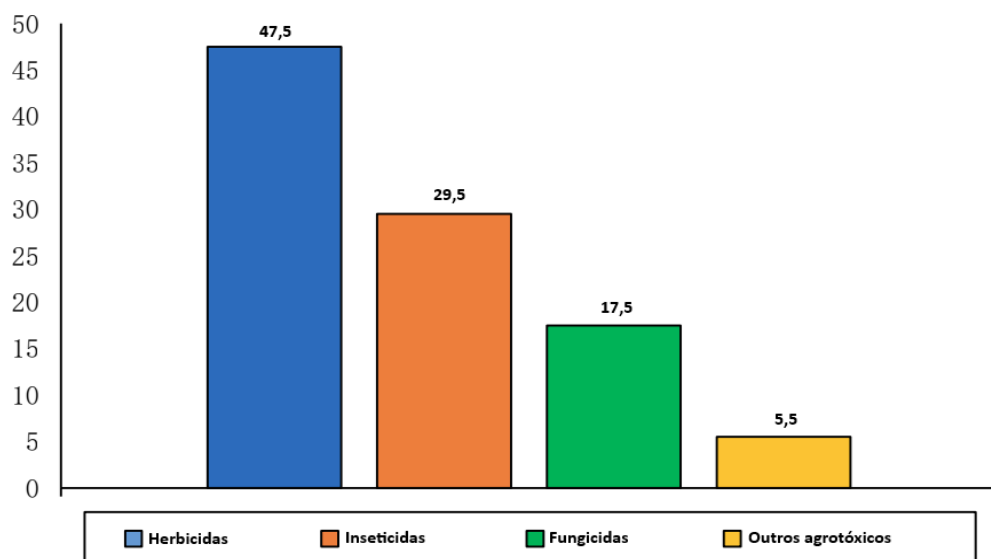
Figura 2. Categorização de agrotóxicos de acordo com os organismos-alvo que pretendem controlar



Fonte: PNUMA (2022), adaptado pelos autores (2025)

Em todo o planeta, são utilizadas cerca de 2 milhões de toneladas de agrotóxicos, sendo 47,5% herbicidas, 29,5% inseticidas, 17,5% fungicidas e, 5,5%, outros compostos (Figura 3).

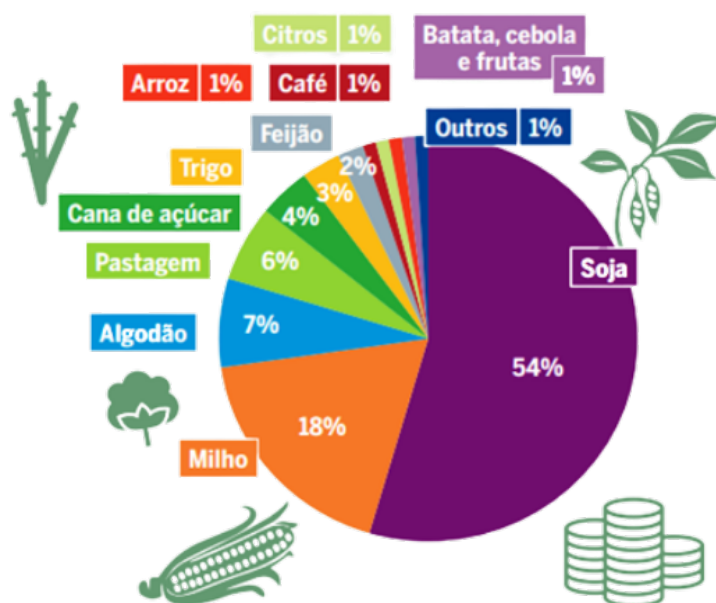
Figura 3. Porcentagem do uso global de agrotóxicos



Fonte: Alengebawy *et al.* (2021), adaptado pelos autores (2025)

Apesar de os agrotóxicos serem utilizados em diversas culturas agrícolas no Brasil, a soja (*Glycine max*), o milho (*Zea mays*), o algodão (*Gossypium hirsutum L.*) e a cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*) são as recordistas na aplicação desses produtos (Spadotto *et al.*, 2021; Tygel *et al.*, 2023) (Figura 4).

Figura 4. Participação das culturas mais dependentes de agrotóxicos no volume do mercado brasileiro de agrotóxicos em 2022, por safra, em porcentagem



Fonte: Tygel *et al.* (2023)

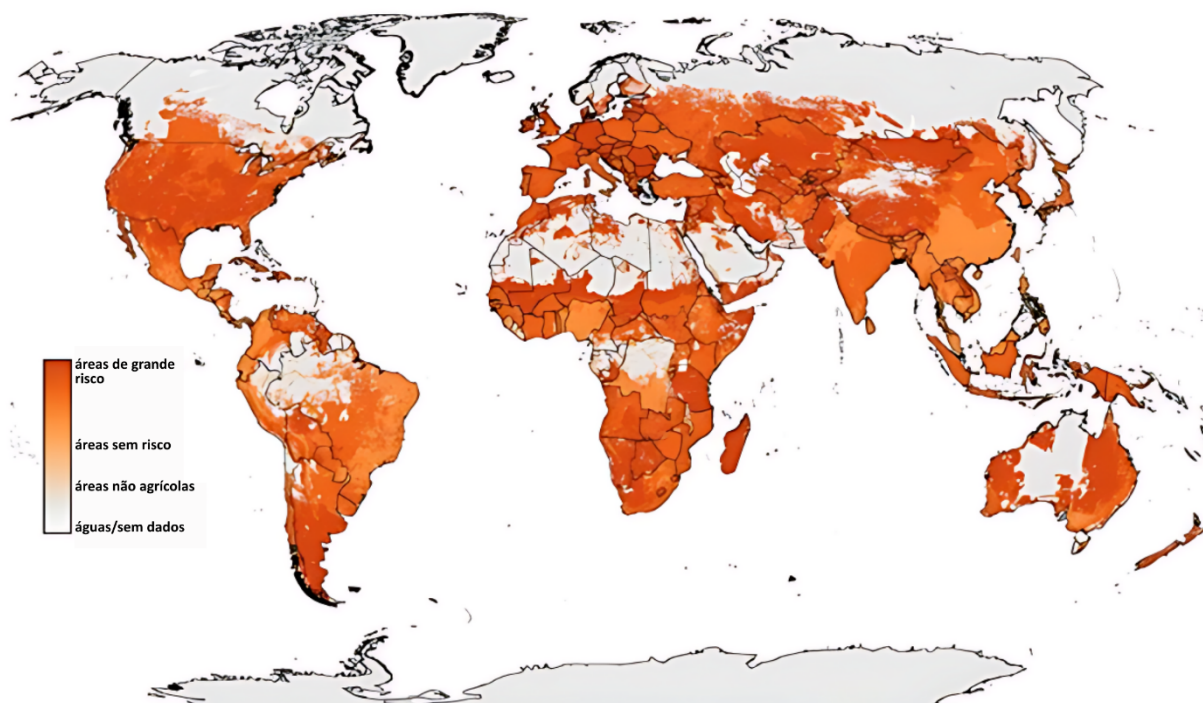
Chama-se a atenção para o fato de que o cultivo dessas plantas ocupa extensas áreas do território nacional, podendo, portanto, ser “fontes potenciais de contaminação pelo uso de agrotóxicos” (Spadotto *et al.*, 2004, p. 10). Segundo o INCA (2023),

Estes produtos têm seu uso tanto em atividades agrícolas como não agrícolas. As agrícolas são relacionadas ao setor de produção, seja na limpeza do terreno e preparação do solo, na etapa de acompanhamento da lavoura, no depósito e no beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens e nas florestas plantadas. O uso não agrícola é feito em florestas nativas ou outros ecossistemas, como lagos e açudes, por exemplo (INCA, 2023, s/p).

Os riscos e ameaças relacionados ao uso intensivo destes compostos, tanto para a saúde humana quanto para a integridade do meio ambiente (Figura 5), são amplamente conhecidos, tendo sido expressivamente estudados pela comunidade científica (Primavesi, 1997; Miranda *et al.*, 2007; Bombardi, 2017, Miranda; Melo; Araújo, 2017; Moraes, 2019; Frota; Siqueira, 2021; Alengebawy *et al.*, 2021). Segundo Tang *et al.* (2021), 64% das terras agrícolas do mundo estão sob risco de poluição por agrotóxicos com mais de um ingrediente ativo, ao mesmo tempo

em que outros 31% estão sob alto risco.

Figura 5. Áreas suscetíveis à poluição por agrotóxicos



Fonte: Tang *et al.* (2021), adaptado pelos autores (2025)

Para Alengebawy *et al.*, (2021), o uso desmedido desses compostos causa bioacumulação nas cadeias alimentares, o que leva os mamíferos e outros seres não alvos a um grande risco, já que os resíduos dos agrotóxicos permanecem nas plantas, no solo, no ar e penetram as águas.

A OMS chama a atenção para as 20 mil mortes registradas anualmente devido à ingestão de agrotóxicos, sem mencionar as cerca de 70 mil intoxicações agudas e crônicas anuais que evoluem para óbito em países ditos em desenvolvimento (INCA, 2023). No mundo, os números são ainda mais alarmantes: 385 milhões de casos de intoxicação por agrotóxicos notificados anualmente (Tygel *et al.*, 2023). Em concordância com os referidos autores, estima-se que 4 empresas localizadas no norte global sejam responsáveis por 70% do mercado mundial de agrotóxicos (Quadro 2).

Quadro 2. Receitas das divisões de agrotóxicos das quatro maiores empresas do mundo (1994, 2009 e 2018)

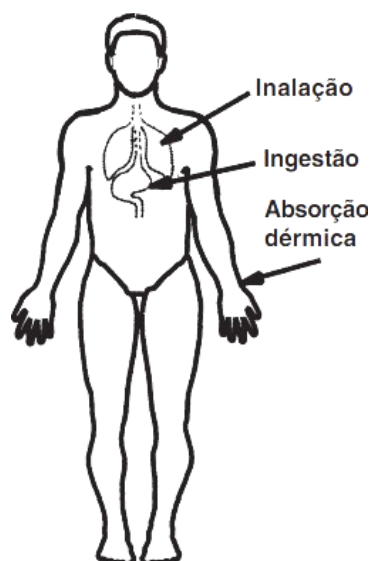
Principais empresas	Faturamento individual (bilhões de euros)	Participação das 4 maiores empresas no mercado global (%)	Ano
		29	1994
		53	2009
		70	2018
Syngenta	9,9		
Bayer	9,8		
Corteva	5,7		
BASF	5,5		

Fonte: Tygel *et al.* (2023), adaptado pelos autores (2025)

A Cartilha sobre Agrotóxicos, publicada pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa) no ano de 2011, alerta para os efeitos da contaminação humana por agrotóxicos, a depender da via de penetração, podendo ser dérmica, inalatória ou oral. Ainda, as doenças causadas pela exposição a esses produtos dependem do composto utilizado, do tempo de exposição e da quantidade de produto absorvido pelo organismo (INCA, 2023).

Essas perturbações podem acontecer no ambiente e no trabalho e variam desde irritação da pele até depressão, em caso de contaminação prolongada (Anvisa, 2011). Conforme a OMS (2000, p. 27), “para que uma substância química seja considerada prejudicial à saúde, deve existir uma via que permita a exposição a ela”, sendo que “a via de exposição é o caminho pelo qual a substância entra no organismo” (Figura 6).

Figura 6. As três principais vias de exposição humana



Fonte: OMS (2000)

Para Peres, Moreira e Dubois (2003), os efeitos dos agrotóxicos sobre a saúde podem ser agudos, quando resultam da exposição a concentrações de um ou mais agentes tóxicos capazes de causarem dano efetivo aparente em um período de 24 horas; ou crônicos, quando resultam de uma exposição continuada a doses relativamente baixas de um ou mais produtos (Quadro 3).

Quadro 3. Principais efeitos dos agrotóxicos à saúde e tempo de exposição, segundo a Anvisa (2018)

Efeito	Descrição	Via de penetração	Sintomas
Agudo	Aparecimento rápido	Pele	Irritação, ardência, desidratação e alergias
		Respiração	Ardência do nariz e da boca, coriza, tosse, dor no peito, dificuldade de respirar
		Boca	Irritação da boca e da garganta, dor de estômago, náuseas e diarreia
Crônico	Aparecem após exposições repetidas a pequenas quantidades de agrotóxicos por um período prolongado	-	Dificuldade para dormir, esquecimento, aborto, impotência, depressão, problemas respiratórios graves, alteração do funcionamento do fígado e dos rins, anormalidade da produção de hormônios da tireoide, dos ovários e da próstata, incapacidade de gerar filhos, malformação

Fonte: INCA (2023), elaborado pelos autores (2025)

Os organoclorados, por exemplo, um tipo de inseticida comumente utilizado na agricultura convencional que é capaz de acumular-se nas células gordurosas no organismo humano e animal (Peres; Moreira; Dubois, 2003), podem permanecer no ambiente por um período de até 100 anos (Miranda; Melo; Araújo, 2017). Do mesmo modo, a exposição crônica a esses produtos químicos, como ocorre a populações que vivem próximas às áreas de cultivo e aplicação, pode causar disfunções endócrinas, alterações no sistema nervoso, tumores e vários tipos de câncer (Primavesi, 1997, Miranda *et al.*, 2007).

Segundo Alengebawy *et al.* (2021, p. 8), a toxicidade de um agrotóxico significa a sua “capacidade de causar dano a um organismo” e é determinada expondo-se os alvos a uma dosagem variável de uma determinada formulação, de acordo com os efeitos perigosos à saúde associados ao comportamento dos agrotóxicos. A OMS (2019) dividiu-os em 4 tipos após um experimento feito com ratos para administrar as doses de agrotóxicos (oral e dermal) (Quadro

4).

Quadro 4. Classes de periculosidade dos agrotóxicos recomendadas pela OMS

Classe da OMS	Categoria	DL ₅₀ para ratos (mg/kg de peso corporal)	
		Oral	Dermal
Ia	Extremamente perigoso	<5	<50
Ib	Altamente perigoso	5-50	50-200
II	Moderadamente perigoso	50-2000	200-2000
III	Levemente perigoso	Acima de 2000	Acima de 2000
U	Risco agudo improvável	5000 ou mais	

Fonte: Moraes (2019); OMS (2019); Alengebawy *et al.* (2021), adaptado pelos autores (2025)

No Art. 39 da Resolução da Diretoria Colegiada (RDC) N° 294, de 29 de julho de 2019, publicada pela Anvisa no Diário Oficial da União (Anvisa, 2019), está presente a reclassificação toxicológica dos agrotóxicos já registrados no Brasil, baseada nos graus de toxicidade destes produtos (Figura 7).

Figura 7. Classificação em função da toxicidade aguda dos agrotóxicos, preservativos de madeira e afins

	CATEGORIA 1	CATEGORIA 2	CATEGORIA 3	CATEGORIA 4	CATEGORIA 5	NÃO CLASSIFICADO
	EXTREMAMENTE TÓXICO	ALTAMENTE TÓXICO	MODERADAMENTE TÓXICO	POUCO TÓXICO	IMPROVÁVEL CAUSAR DANO AGUDO	NÃO CLASSIFICADO
PICTOGRAMA					Sem símbolo	Sem símbolo
PALAVRA DE ADVERTÊNCIA	PERIGO	PERIGO	PERIGO	CUIDADO	CUIDADO	Sem advertência
CLASSE DE PERIGO						
ORAL	Fatal se ingerido	Fatal se ingerido	Tóxico se ingerido	Nocivo se ingerido	Pode ser perigoso se ingerido	-
DÉRMICA	Fatal em contato com a pele	Fatal em contato com a pele	Tóxico em contato com a pele	Nocivo em contato com a pele	Pode ser perigoso em contato com a pele	-
INALATÓRIA	Fatal se inalado	Fatal se inalado	Tóxico se inalado	Nocivo se inalado	Pode ser perigoso se inalado	-
COR DA FAIXA	VERMELHO	VERMELHO	AMARELO	AZUL	AZUL	VERDE

Fonte: INCA (2023)

Conforme Alengebawy *et al.* (2021), a intoxicação por agrotóxicos é um problema de saúde pública, sendo que os trabalhadores aplicadores desses produtos são os que mais sofrem com a exposição ocupacional, mas seus transportadores, agricultores, vendedores e consumidores também estão suscetíveis às suas concentrações (Ádám; Cocco; Godderis, 2024).

Em seu trabalho, Carneiro *et al.* (2015) determina que

Designar os agrotóxicos como *defensivos agrícolas* é o artifício retórico mais elementar para dissimular a natureza nociva desses produtos. Por um lado, ele sugere que os agrotóxicos supostamente protegem os cultivos; por outro, oculta os efeitos deletérios desses produtos sobre a saúde humana e o meio ambiente (Carneiro *et al.*, 2015, p. 28).

De acordo com Vivenza e Bisawu (2022), a regulamentação no Brasil é muito menos rigorosa em relação ao uso de agrotóxicos quando comparada à da União Europeia, por exemplo. A partir da examinação do direito à saúde, assegurado pela Constituição de 1988, os autores afirmam que a falta de ação do Estado brasileiro no que tange ao controle dessas substâncias químicas pode ser vista como uma violação constitucional.

No Brasil, o registro de agrotóxicos é realizado por um sistema tripartite que envolve o Ministério da Agricultura e Pecuária (MAPA), a Anvisa e o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama). Estima-se que o país possua atualmente mais de 500 ingredientes ativos autorizados, distribuídos em centenas de produtos técnicos e formulados, com novos registros sendo concedidos anualmente. Dentre os 50 mais utilizados nas lavouras do Brasil, 22 são proibidos na União Europeia. Segundo Tilman *et al.* (2001) e Tygel *et al.* (2023), o uso de agrotóxicos continua crescendo em escala global, apesar de seus impactos negativos sobre a saúde e o meio ambiente serem bem conhecidos há anos, com destaque para a publicação de Rachel Carson em 1962, “Primavera Silenciosa” (*Silent Spring*).

Dado que a redução significativa no uso de agrotóxicos é essencial para que as metas internacionais de preservação da biodiversidade sejam atingidas (IPBES, 2019), o pensamento de Primavesi (2016) “solo sadio, planta sadia, ser humano sadio”, elucida a dinâmica sociedade/natureza, que, no contexto do Antropoceno, encontra-se em estado de retrocesso.

3.4 O retrato de uma sociedade progressivamente tecnificada: Antropoceno ou Capitaloceno?

Contemporaneamente sabe-se que as forças naturais do planeta revolvem uma massa de cerca de 50 bilhões de toneladas de materiais por ano, ao passo que a humanidade desloca um montante quase que equivalente: 48 bilhões de toneladas, seja através de sua retirada ou revolvimento (Waldman, 2016).

Para Capra *et al.* (2015), poucos lugares da Terra permanecem sem perturbações ou modificações decorrentes das ações humanas. Nesse contexto, os ecossistemas, entendidos como a combinação harmoniosa de ambientes e processos naturais (Teixeira, 2014), resultantes de processos endógenos e da atuação de agentes exógenos de transformação do relevo (Ribeiro, 2011), consolidados ao longo de bilhões de anos, encontram-se, no presente, profundamente descaracterizados, sendo rios, florestas e solos alvos de intensa degradação.

A modernização, impulsionada pelo neoliberalismo (Porto-Gonçalves, 2004), representou a chave para a mundialização da economia (Oliveira, 2010), na qual a população mundial alcançou números vertiginosos, tendo chegado a 1,6 milhão de indivíduos em 1900 e atingindo a marca de 8 bilhões no final de 2022, com projeções para 10,3 bilhões até o ano de 2080 (ONU, s/d). Conforme Saravi e Shokrzadeh (2011), esse cenário representa um incremento de cerca de 97 milhões de indivíduos por ano. Em 2008, pela primeira vez na história, mais da metade dos habitantes do planeta vivia em cidades e a proporção de terras usadas para as construções aumentou duas vezes mais que o crescimento populacional, sendo que os solos antropogênicos também se expandiram (Capra *et al.*, 2015).

Conforme Barcelos (2019) e Moraes (2019), as transformações econômicas, tecnológicas, políticas e científicas advindas da modernidade estão diretamente relacionadas às problemáticas ambientais globais. Nesse prisma, a ampliação do uso de insumos, a maior demanda pela produção de alimentos e a imensa gama de “indispensáveis” produtos disponibilizados pelo mercado exercem intensa pressão sobre os bens ambientais, aumentam a pegada ecológica e ameaçam os exíguos 25% remanescentes de terras naturais no planeta (Geisen; Wall; Van der Putten, 2019).

As influências humanas na paisagem e no relevo, antes locais e regionais, intensificaram-se em concomitância à complexibilização da sociedade e ao desenvolvimento tecnológico, respaldados por um modelo capitalista de apropriação da natureza (Barcelos, 2019; Moreira; Nunes, 2023). Todas essas modificações estão inseridas numa nova época geológica designada para colocar em alerta o fato de que a espécie humana está destruindo a Terra, tendo se transformado num agente geológico-geomorfológico-pedológico: o Antropoceno (Ladeira, 2012; Pádua, 2019; Richter, 2019).

À medida que se avoluma a preocupação relacionada aos riscos de uma sociedade “altamente modernizada”, também se ampliam os estudos e pesquisas que norteiam e facilitam o gerenciamento das ameaças socioambientais existentes. Nesse sentido, o Antropoceno, amplamente estudado por cientistas de diversos ramos científicos (Crutzen; Stoermer, 2000; Rockström, 2009; Steffen, 2011; Haraway, 2015; Ellis, 2018; Svampa, 2018; Zalasiewicz,

2018), como antropólogos, geólogos, químicos, historiadores e geógrafos, tem sido utilizado como conceito não somente na academia, mas também na cultura popular (Zottola; De Majo, 2020) para explicar e contextualizar um recorte temporal ímpar na história do planeta.

Desde meados do século XIX, as transformações provocadas pelas atividades humanas no planeta já eram objeto de reflexão científica. Em 1864, George Perkins Marsh destacou esse tema em *Man and Nature*. Posteriormente, Antonio Stoppani, em 1873, propôs a noção de “Era Antropozoica”, reconhecendo os seres humanos como força geológica. Na mesma direção, o geólogo russo Aleksei Pavlov descreveu o mundo como inserido em um “período antropogênico”, ideia que influenciou Vladimir Vernadsky na formulação do conceito de “noosfera”, associado à expansão do poder mental humano mediado pela tecnologia (Lucchesi, 2017; Mendes, 2020; Zottola; De Majo, 2020).

Apesar da remota interferência humana no sistema Terra, o termo Antropoceno (*anthropos* = homem; *ceno* = novo) foi proposto somente no ano de 2000 pelo biólogo Eugene Stoermer e popularizado pelo químico Paul Crutzen através de suas observações sobre as mudanças climáticas globais, que levaram à eleição do século XVIII, quando da invenção da máquina a vapor por James Watt durante a Revolução Industrial, como data de início desta época (Mendes, 2020). Neste mesmo ano, os dois referidos cientistas publicaram uma *newsletter* na revista *Nature*, criando, assim, uma referência descritiva das mudanças ambientais provocadas pela antropogênese, que agora possuem uma ampla gama de evidências confirmatórias (Crutzen; Stoermer, 2000; Steffen *et al.*, 2015; Ellis, 2018).

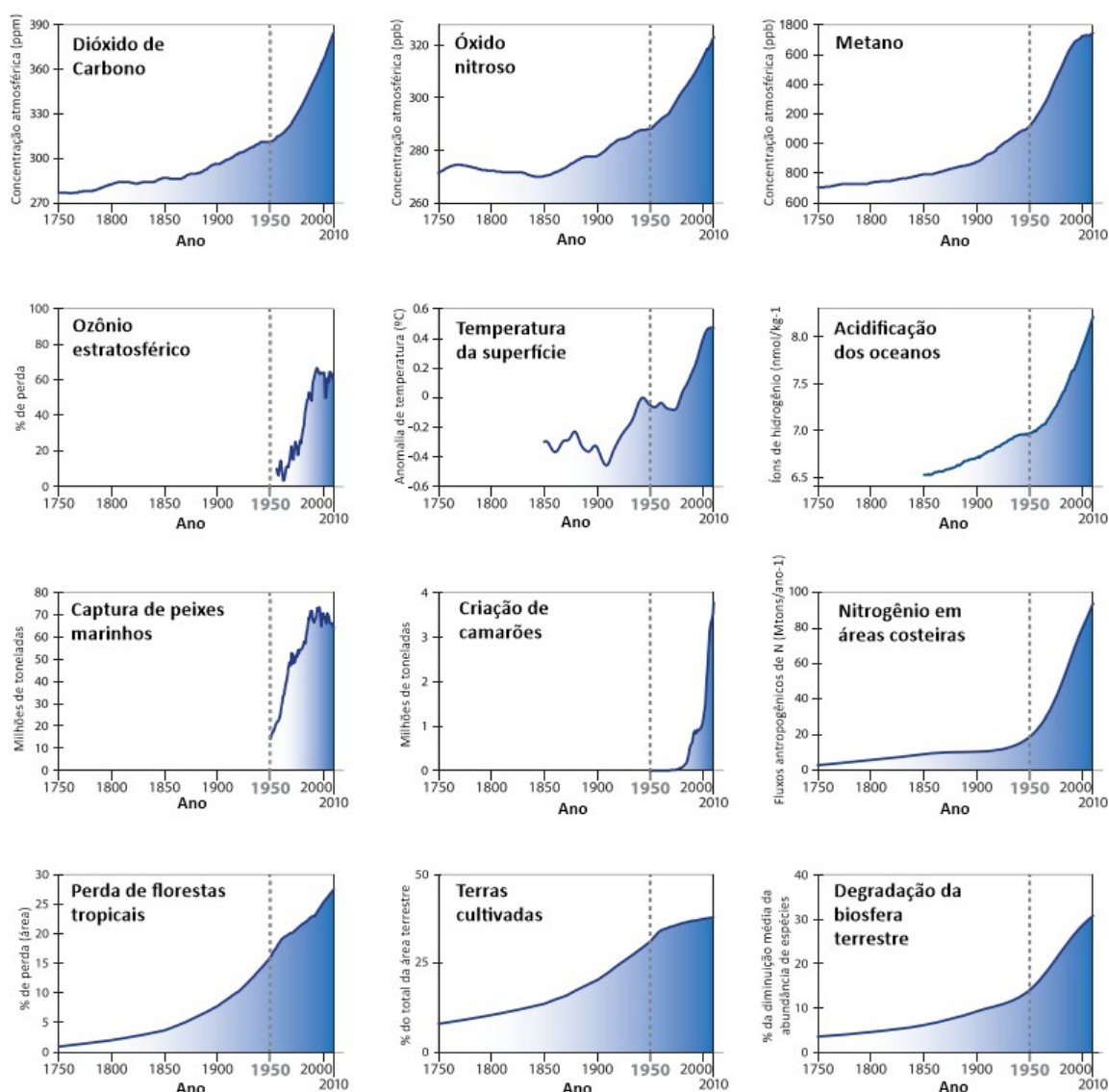
Na tentativa de sistematizar o impacto da trajetória humana no planeta, inspirados pelas ideias de Crutzen e Stoermer, Steffen *et al.* (2005) elaboraram gráficos baseados numa série de estudos com o intuito de popularizar o entendimento sobre a estrutura e o funcionamento do sistema terrestre (*Earth system*), norteados pela crescente influência das atividades antrópicas no meio, desde 1950 até o ano de 2000. Segundo o Programa Internacional Geosfera-Biosfera (*International Geosphere-Biosphere Programme, IGBP*), o termo sistema terrestre

[...] Se refere aos processos físicos, químicos e biológicos interativos da Terra. O sistema consiste em terra, oceanos, atmosfera e polos. Inclui os ciclos naturais do planeta - o carbono, água, nitrogênio, fósforo, enxofre e outros ciclos - e processos profundos da Terra. A vida também é parte integrante do sistema terrestre. A vida afeta o carbono, nitrogênio, água, oxigênio e muitos outros ciclos e processos. O sistema terrestre agora inclui a sociedade humana. Nossos sistemas sociais e econômicos estão agora incorporados ao sistema terrestre. Em muitos casos, os sistemas humanos são agora os principais impulsionadores da mudança no sistema terrestre (*IGBP*, s/d).

Posteriormente, os autores publicaram os “gráficos da Grande Aceleração” (*The Great Acceleration graphs*), atualizando os materiais existentes e incorporando a década de 2010

como objeto de análise (Steffen *et al.*, 2015) (Figura 8). A “Grande Aceleração” é caracterizada pelo seu papel fulcral no Antropoceno, iniciando-se em 1950, década na qual as transformações provocadas no planeta Terra tornaram-se ainda mais degradantes. Nesse sentido, as 12 tendências socioeconômicas junto aos 12 indicadores das condições biogeoquímicas da Terra, do período de análise de 1750 a 2010, exibem aspectos como a perda de florestas tropicais e a mobilização de áreas para a agricultura, que se agigantaram assustadoramente, fazendo com que os solos passassem a ser cada vez mais perturbados e contaminados.

Figura 8. Tendências para o “sistema terrestre” (1750 - 2010)



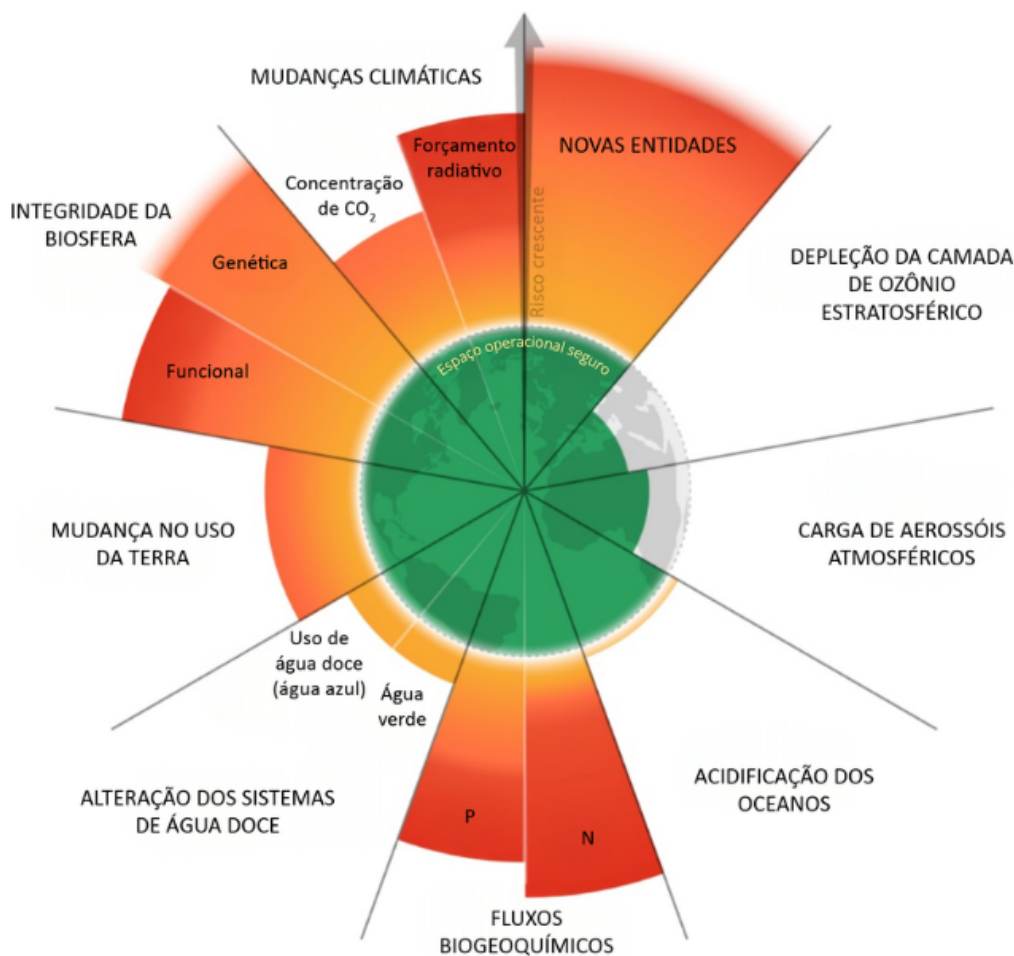
Fonte: Steffen *et al.* (2015), adaptado pelos autores (2025)

A suprarreferida década (1950) é utilizada pelo Grupo de Trabalho Sobre o Antropoceno (*Anthropocene Working Group, AWG*), da Subcomissão de Estratigrafia do Quaternário

(*Subcommission of Quaternary Stratigraphy, SQS*), da Comissão Internacional Sobre Estratigrafia (*International Commission on Stratigraphy, ICS*) como ponto de início do Antropoceno, já que a maioria de seus membros considera a existência de evidências estratigráficas para determinar este marco, sobretudo a utilização de plutônio 239 (Silva; Arbilla, 2018).

O cientista Johan Rockström publicou, em 2009, junto a colegas, um documento com o intuito de divulgar a existência de 9 “limites planetários” (*planetary boundaries*), limiares para o impacto da tecnosfera no sistema terrestre, identificando um “espaço operacional seguro” com bases científicas para a humanidade, capaz de preservar o atual estado interglacial do planeta e sua integridade (Rockström *et al.*, 2009). Nesse documento, os autores alertavam sobre os 3 limites já ultrapassados: mudanças climáticas; perda de biodiversidade; e alteração no ciclo do nitrogênio (N). No ano de 2023, Richardson *et al.* (2023) apontaram para o fato de que mais 3 dos 9 limites planetários haviam sido transgredidos: alteração nos ciclos de fósforo (P); alteração dos sistemas de água doce; mudança no uso da terra; e introdução de novas entidades (novos agentes e artefatos antropogênicos como substâncias químicas sintéticas, materiais radioativos e interferência no processo evolutivo de outros organismos). Mais recentemente, Sakschewski *et al.* (2025) afirmaram que um 7º limite foi ultrapassado: acidificação dos oceanos (Figura 9).

Figura 9. Status atual das variáveis de controle para os 9 limites planetários



Fonte: Sakschewski *et al.* (2025); *Stockholm Resilience Centre (SRC, 2026)*, adaptado pelos autores (2026)

Contemporaneamente, existem inúmeras pesquisas que questionam o emprego do Antropoceno enquanto nova época geológica, sob a alegação de que o termo é demasiadamente neutro, inconsistente ou inadequado, sugerindo novas nomenclaturas, sobretudo no sentido filosófico (La Cadena; 2015; Malm, 2015; Haraway, 2016; Moore, 2016; Souza Júnior, 2023).

Quanto aos argumentos de Malm (2015) e Moore (2016) sobre a hipótese do Capitaloceno ou “era do capital”, chama-se a atenção para o fato de que 82% da riqueza gerada mundialmente em 2017 destinou-se ao 1% mais rico da população, enquanto que para a metade mais pobre da sociedade, 3,7 bilhões de pessoas, não houve nenhum aumento (Oxfam, 2018). Da mesma forma, no ano de 2019, esse 1% foi responsável pela mesma emissão de carbono (C) que os 66% mais pobres no mundo, ou seja, 5 bilhões de pessoas (Oxfam, 2023). Ainda segundo os autores, desde a década de 1990, o 1% mais rico consumiu o dobro do orçamento de C que

toda a metade mais pobre da humanidade junta, ao passo que, em 2030, as emissões advindas dessa parcela societal poderão ser 22 vezes superiores ao limite seguro. Em contradição, os países mais ricos e as pessoas mais abastadas estão distantes das consequências das mudanças climáticas que provocam, à medida que os indivíduos mais pobres e mais vulneráveis são os mais atingidos, sobretudo em razão da grande desigualdade na forma como os impactos das rápidas mudanças climáticas são sentidos (Figura 10). Ao mesmo tempo, as mudanças climáticas estão enriquecendo ainda mais os países ricos e empobrecendo os mais pobres (Uchoa, 2019).

Figura 10. O impacto das inundações no Estado do Rio Grande do Sul em 2024



Fonte: BBC (2024)

De acordo com Barcelos (2019), o Antropoceno posiciona o “humano” (*anthropos*) como causalidade primeira da crise ecológica pela qual o planeta perpassa, postulando uma centralidade particular de um tipo de sujeito e dispondo, portanto, de limites explicativos, políticos e epistêmicos. Para o autor, os “antropocenólogos” não estão empenhados em explicar a racionalidade do capitalismo orientado à expansão e acumulação, mas em analisar o ritmo acelerado de tal acumulação. Assim, segundo o autor, o Antropoceno não apresenta uma perspectiva sociohistórica da crise ecológica, pois está focado no argumento geológico e oblitera as relações de classe, os conflitos e as assimetrias que endossam a relação da humanidade com a natureza.

Conforme o relatório da Oxfam (2023, p. 2),

As pessoas, empresas e países com maior riqueza estão destruindo o mundo com suas enormes emissões de carbono. Ao mesmo tempo, as pessoas que vivem na pobreza, que sofrem marginalização, e os países do Sul Global são os mais afetados. Mulheres e meninas, Povos Indígenas, Comunidades Tradicionais, pessoas que vivem na pobreza e outros grupos vítimas de discriminação e vulnerabilidade estão particularmente em desvantagem. As consequências do colapso climático são sentidas em todas as partes do mundo e pela maioria das pessoas, mas apenas as pessoas e os países mais ricos têm a riqueza, o poder e a influência para se protegerem. Esse poder vem com uma enorme responsabilidade (Oxfam, 2023, p. 2).

Nesse prisma, Barcelos (2019) alega que o Antropoceno de Crutzen e Stoermer cria um hiato que prossegue desde a Idade Média até os idos da Revolução Industrial no século XVIII, ignorando processos e acontecimentos fundamentais que esculpiram o advento do capitalismo fossilista e seus posteriores desdobramentos, transformadores da ecologia do capital. Ao mesmo tempo, o autor argumenta que o capitalismo incorpora a natureza dentro de um sistema próprio de organização dos recursos e processos materiais e que, portanto, não se autoexplica sem a análise das relações de produção e de apropriação.

Ao contrário do Antropoceno, o Capitaloceno providencia uma “legitimidade historiográfica para as mudanças ambientais e uma compreensão dialética da natureza humana e da crise ecológica” (Barcelos, 2019, p. 14). A partir desta justificativa, o autor compreende que a crise ecológica que assola a Terra não é resultado das ações humanas contra a natureza, mas do capitalismo contra a vida. Por isso, a proposta do Capitaloceno

[...] Desloca o argumento geológico que busca demarcar os “picos dourados” das mudanças ambientais e refuta a ideia de que os problemas do mundo são os problemas criados por todos, quando na verdade foram criados por uma era histórica dominada pelo capital e por uma parcela pequena da humanidade (Barcelos, 2019, p. 15).

Com efeito, a supracitada crítica se avizinha à de Ruddiman (2018), Gibbard *et al.* (2022) e Walker *et al.* (2024), que rejeitam a ideia do Antropoceno como época e aduzem, como contraproposta, um evento geológico.

Segundo esses autores, para o seu ponto de início, o Antropoceno enquanto época geológica requer um pico dourado (*golden spike*) em algum lugar do planeta e, onde quer que ele seja colocado, o *AWG*, ao declarar a década de 1950 como prelúdio desta fase, estaria relegando os episódios a partir dos quais as atividades antrópicas atuaram de modo significativo para as transformações ambientais do sistema Terra, como a contribuição para extinções em massa e a modificação de relevos, por exemplo (Gibbard *et al.*, 2022).

Na Geologia, um evento é entendido como a menor unidade na hierarquia cronotectônica, sem *status* formal, enquanto que uma época diz respeito à divisão do tempo geológico, dividindo formalmente uma série de rochas, subdividindo um período (Suguio,

1998; Head *et al.*, 2023).

Nesse contexto, no primeiro semestre do ano de 2024, houve, no interior da União Internacional de Ciências Geológicas (*International Union of Geological Sciences, IUGS*), uma votação para a definição do Antropoceno enquanto época geológica, que incluiu conceituados cientistas de diversos países, tendo 4 votos a favor, 12 votos contra e 3 abstenções. Assim, a *IUGS* declarou que o Antropoceno não pode ser interpretado como época e que, portanto, o Holoceno, iniciado há 11,7 mil anos, ainda representa o recorte geológico vigente (Alves, 2020).

Nesse ínterim, Ruddiman (2018) definiu três objeções sobre definir o Antropoceno enquanto época iniciada em 1950: a primeira diz respeito à desconsideração das vastas transformações “pré-Antropoceno”, como as alterações pré-industriais, por exemplo, que descrevem a abundante história sobre como a espécie humana tem transformado a Terra; a segunda consiste numa crítica ao método do *AWG*, que não é capaz de reconhecer tais mudanças, que são significativas, transgressivas e massivas; e a terceira baseia-se no argumento de que muitos cientistas ignorarão qualquer definição formal enviesada por uma metodologia já ultrapassada e utilizada em outros momentos para definir recortes geológicos, alegando que o referido grupo deve substituir a definição formal de subdivisões da coluna geológica pela datação radiométrica, por exemplo.

Em seu trabalho, Walker *et al.* (2024) afirmam que um Antropoceno “formal”, caracterizado por um horizonte isocrônico junto de uma data de início fixa, é um construto artificial que despreza eventos geológicos de impactos significativos e que são, por natureza, tempo-transgressivos ou diacrônicos. O autor sublinha o caráter reducionista presente na tentativa de se estabelecer um marco preciso que produz percepções distorcidas sobre estratos físicos artificializados, principalmente no que diz respeito à hipótese de adoção dos sedimentos lacustres do Lago Crawford, no Canadá, como sequências de estratótipos de cerca de 15 cm de espessura. Segundo ele, a quantidade de relevantes eventos diacrônicos que estão sendo ignorados reflete transformações no planeta numa escala que talvez exceda aqueles propostos para uma época formal.

Para Gibbard *et al.* (2022, p. 350), o Antropoceno enquanto evento geológico representa “os efeitos agregados das atividades humanas que estão transformando o sistema terrestre e alterando a biodiversidade, produzindo um registro substancial em estratos sedimentares e em solos modificados pelo homem”, ao passo que “designar o Antropoceno como um evento geológico não diminuiria sua significância na história da Terra”, mas o anexaria “às outras grandes transformações do sistema da Terra” (Gibbard *et al.*, 2022, p. 351).

Em contraste às proposições feitas pelos estudiosos que rejeitam a ideia de uma época

formal, Chakraborty (2024) declara que a postulação do Antropoceno enquanto evento possui problemas muito sérios, a saber: o vocábulo ‘evento’ não induz à clareza; o sufixo ‘ceno’ é utilizado para as épocas do Quaternário, então um impacto diacrônico deve ser descrito com base em um termo completamente diferente; é enganosa a sustentação de que as mudanças no sistema Terra são causadas por uma miríade de pretéritos organismos, comparando-os ao mesmo nível do impacto de uma única espécie, o *Homo sapiens*; e um evento difuso no tempo não contempla a natureza qualitativamente distinta do planeta durante a Grande Aceleração.

Da mesma forma, Head *et al.* (2023) reiteram que considerar todas as atividades humanas praticadas ao redor do globo durante milênios leva à minimização e ao obscurecimento das recentes, profundas e abruptas mudanças planetárias que estão acontecendo. De acordo com essa visão, o ‘evento’ sugerido por Gibbard *et al.* (2022) e demais cientistas não se trata de um conceito estratigráfico nem cronoestratigráfico, mas de um conjunto definido de fenômenos com expressão geológica variável unificada apenas por serem antropogênicos, sendo que este conceito funciona principalmente em escalas locais e regionais. Em suma, a *IUGS*, através do documento publicado em março de 2024 a respeito da decisiva denegação do termo enquanto época, afirma que o Antropoceno será amplamente utilizado como conceito pelos cientistas de diversos ramos e pela sociedade em geral e, por isso, continuará sendo um valioso descritor das interações sociedade/natureza, capaz de descrever, informalmente e em futuras discussões, os impactos antropogênicos nos sistemas terrestres (*IUGS*, 2024).

Ainda que seja tido como um evento, época ou conceito, é no contexto do Antropoceno que algumas recentes pesquisas se debruçam e mostram que a sociedade tem alterado o relevo e os volumes pedológicos em diversas partes do mundo, atestando o seu papel enquanto o fator mais influente na formação dos solos, afetando, com isso, os outros 5: material de origem, clima, tempo, relevo e organismos (Curcio; Lima; Giarola, 2004; Dudal, 2004; Richter, 2019; Dror; Yaron; Berkowitz, 2022).

3.5 Antrossolização: dos solos naturais aos antropogênicos e os 20 anos da publicação do documento “Antropossolos: proposta de ordem (1ª aproximação)”, de Curcio, Lima e Giarola (2004)

3.5.1 A formação dos solos naturais e suas características químicas, físicas e morfológicas

A formação do solo, bem finito e frágil camada superficial de terra arável, detentor de vida microbiana (Guerra; Guerra, 2018), é um processo natural e contínuo que resulta da interação complexa entre fatores e processos ao longo do tempo (Lepsch, 2004). Possuidores

de um sistema dinâmico, fundamental para a vida no planeta, resultado da transformação de materiais rochosos sob a influência do clima, da biota, do relevo e do tempo, os solos não são corpos inertes. A ciência que estuda os solos em seus aspectos físicos, químicos, biológicos e morfológicos é a Pedologia, para a qual estudiosos como Dokuchaev (1883), Baver (1935) e Hans Jenny (1941) contribuíram de forma decisiva para a compreensão.

Um dos modelos mais influentes para entender como se formam os solos foi proposto por Hans Jenny, em sua obra “*Factors of Soil Formation*” (1941), onde sintetizou os fatores responsáveis pela pedogênese na fórmula “ $S = f(cl, o, r, p, t...)$ ”, ou seja, o solo (S) é função do clima (cl), dos organismos (o), do relevo (r), do material de origem (p) e do tempo (t), podendo ainda incluir fatores antrópicos (Embrapa, s/d; FAO, 2015). Tal abordagem sistêmica reconhece que a diversidade dos solos está diretamente ligada à variabilidade desses fatores, sendo igualmente apontada por Guerra e Botelho (1996).

O clima, através da energia solar e precipitação, influencia o regime de umidade e temperatura do solo, controlando a velocidade de intemperismo das rochas e a decomposição da MO (Brady; Weil, 2017). Conforme Guerra e Botelho (1996), é considerado fator ativo, uma vez que age sobre o material de origem e, em climas úmidos, por exemplo, solos mais profundos e altamente lixiviados se formam.

Esse fator compreende elementos como a inclinação do terreno, a altitude e a posição na paisagem, os quais condicionam o escoamento da água, a redistribuição de sedimentos e a dinâmica da MO. A ocorrência de diferentes tipos de solos relacionada às suas posições específicas na paisagem, como propõem Guerra e Botelho (1996), configura o que se denomina topossequência. Em topos de morros, os solos geralmente apresentam menor profundidade e menor acúmulo de nutrientes, devido ao rápido escoamento superficial que promove a remoção de materiais (Brady; Weil, 2017), sendo que, a depender do tipo de morfologia, como em colinas amplas, os topos podem apresentar solos profundos. Por outro lado, em áreas mais baixas, como vales e depressões, há maior acúmulo de água, sedimentos e MO, favorecendo o desenvolvimento de solos mais profundos e intemperizados (Kämpf; Curi, 2012).

A declividade do terreno torna-se, portanto, um fator determinante na formação dos solos, uma vez que áreas mais inclinadas tendem a apresentar solos menos desenvolvidos, devido à maior atuação de processos erosivos e à remoção de material, em comparação com áreas de relevo suave (Resende *et al.*, 2014). Além disso, a orientação das encostas em relação à radiação solar afeta a temperatura e a umidade do solo, influenciando a atividade biológica e os processos químicos envolvidos na pedogênese (Brady; Weil, 2017). Destarte, o relevo atua como um importante regulador da dinâmica do solo, condicionando o fluxo de água, sedimentos

e MO, além de modular a intensidade dos processos de formação e transformação do solo (Jenny, 1941).

O material de origem, também denominado matriz mineralógica, material parental ou rocha-mãe, é o substrato mineral sobre o qual o solo se desenvolve, sendo fundamental para a determinação das características físicas e químicas do solo, como textura, mineralogia e fertilidade natural. Conforme Lepsch (2007), a composição e a resistência ao intemperismo do material de origem influenciam diretamente a velocidade dos processos pedogenéticos e a capacidade do solo de reter nutrientes e água.

Em geral, geomateriais mais resistentes ao intemperismo tendem a originar solos rasos, arenosos e de baixa fertilidade, enquanto materiais menos resistentes, como basaltos e alguns folhelhos, favorecem a formação de solos mais profundos, argilosos e mais férteis, embora essas características também dependam de fatores como clima, relevo e tempo de formação (Lepsch, 2007). Além disso, a heterogeneidade do material de origem em uma mesma paisagem pode causar significativa variação nas propriedades do solo, mesmo em condições climáticas e biológicas similares, ressaltando a importância do substrato mineral na diversidade pedológica (Lepsch, 2007; Buol *et al.*, 2011).

O tempo é um fator essencial na formação dos solos, pois está diretamente relacionado à duração dos processos pedogenéticos atuando sobre o material de origem sob determinadas condições de clima, relevo, organismos e ação antrópica. Segundo Jenny (1941), o tempo não atua isoladamente, mas expressa o resultado da ação contínua dos outros fatores ao longo dos anos ou milênios. Assim, quanto maior o tempo de exposição do material à intemperização e à atuação dos fatores formadores, mais desenvolvidos tendem a ser os solos.

Para Guerra e Botelho (1996), a idade de um solo corresponde ao tempo de atuação dos processos de formação. Esse tempo pode ser expresso de forma absoluta, quando se refere à idade cronológica, ou seja, ao número de anos desde o início da formação do solo, variável conforme o tipo de rocha e o clima; e relativa, quando se avalia o grau de desenvolvimento do solo com base em aspectos morfológicos. De modo geral, solos formados sobre rochas em climas frios tendem a evoluir mais lentamente, já que as baixas temperaturas limitam a atividade biológica e reduzem a intensidade do intemperismo químico, fazendo com que solos desenvolvidos sobre rochas compactas evoluam mais lentamente, com perfis rasos e pouco diferenciados (Brady; Weil, 2017). Em contraste, em climas tropicais úmidos, a combinação de altas temperaturas e elevada pluviosidade intensifica os processos de alteração química, sobretudo quando o material de origem é menos resistente, como os arenitos, favorecendo a pedogênese.

Nesse contexto, solos jovens tendem a apresentar menor espessura e fraca diferenciação de horizontes, enquanto solos mais antigos ou maduros, formados sob condições relativamente estáveis ao longo do tempo, exibem perfis mais espessos e horizontes bem desenvolvidos, refletindo a atuação cumulativa de processos como eluviamiento, iluviação e formação de minerais secundários (Brady; Weil, 2017). Mesmo em regiões favoráveis, estima-se que sejam necessários de 100 a 1.000 anos para a formação de apenas 1 centímetro de solo (Pimentel *et al.*, 1995; Brady; Weil, 2017), evidenciando a vulnerabilidade desse recurso frente à degradação acelerada provocada por ações humanas.

Os organismos incluem todos os seres vivos que atuam no ambiente edáfico, como plantas, animais, microrganismos e os seres humanos, sendo que suas ações perturbam drasticamente os processos naturais de formação dos materiais pedogenéticos (Jenny, 1941).

As plantas ou vegetação contribuem para esse processo através da produção de MO pela queda de folhas, raízes mortas e secreções radiculares, sendo, portanto, uma das expressões mais visíveis da ação dos organismos sobre a pedogênese (Guerra; Botelho, 1996). Além disso, as raízes desempenham papel importante no intemperismo físico, pois penetram as rochas e contribuem para sua desagregação física, além de exercerem influência na química do solo (Brady; Weil, 2017). A presença de vegetação também protege o solo contra a erosão e o efeito *splash*, regulando a infiltração de água e a temperatura do perfil.

Os microrganismos e a fauna do solo, como bactérias, fungos, colêmbolos, ácaros e minhocas, são componentes essenciais deste sistema, já que corroboram ativamente para a decomposição da MO, transformando-a em nutrientes disponíveis para as plantas (Guerra; Botelho, 1996). Eles também participam de processos bioquímicos fundamentais, como a fixação biológica de N, a ciclagem de nutrientes e a formação de agregados estáveis, que conferem estrutura ao solo. Além da vegetação e da microbiota, animais escavadores como formigas e tatus também participam da modificação do perfil do solo, promovendo a bioturbação (FAO, 2015).

Como pontuam diversos autores (Guerra; Botelho, 1996; Curcio; Lima; Giarola, 2004; Certini; Scalenghe, 2011; Capra, 2015; Richter *et al.*, 2015; Mageshen, Meena; Ramayier, 2022), torna-se relevante enfatizar o fato de que, nos tempos contemporâneos, o ser humano se tornou o organismo com maior capacidade de alterar solos, seja por meio de práticas agrícolas, urbanização, mineração e construção de infraestruturas, transformando drasticamente os ambientes edáficos, muitas vezes interrompendo ou acelerando processos naturais de formação.

3.5.1.1 As características químicas dos solos naturais

As características químicas do solo exercem papel central na determinação de sua fertilidade, saúde ecológica e potencial de uso agrícola. Elas regulam, por exemplo, a disponibilidade de nutrientes essenciais às plantas, a retenção de elementos tóxicos, a atividade microbiana e a capacidade do solo de responder a práticas de manejo. Solos quimicamente equilibrados favorecem o crescimento vegetal, o desenvolvimento de comunidades biológicas diversificadas e a manutenção dos ciclos biogeoquímicos (Lal, 2015; Brady; Weil, 2017).

No contexto da fertilidade, os atributos químicos são fundamentais para garantir que os nutrientes estejam presentes em quantidades adequadas e em formas assimiláveis pelas plantas (Primavesi, 2009). Ao mesmo tempo, a saúde do solo, entendida como sua capacidade de funcionar como um sistema vivo, depende fortemente do equilíbrio químico, que sustenta a biodiversidade edáfica e evita processos de degradação, como a salinização e a acidificação (Doran; Zeiss, 2000).

Além disso, o conhecimento das propriedades químicas é essencial para o manejo sustentável desse bem ambiental, permitindo a tomada de decisões mais precisas sobre calagem, adubação, rotação de culturas e estratégias de conservação. Manejar o solo sem considerar suas propriedades químicas pode levar à perda de nutrientes, à contaminação de águas subterrâneas ou à redução da resiliência ecológica do sistema (Meurer, 2010; Lal, 2015).

O fósforo (P) é um macronutriente essencial para as plantas, desempenhando funções importantes na fotossíntese, armazenamento de energia (ATP) e síntese de ácidos nucleicos (Brady; Weil, 2017). É o segundo nutriente mais abundante na MO e encontra-se nas formas orgânica e inorgânica, mas apenas uma pequena fração está disponível para absorção pelas plantas, principalmente como íons ortofosfatos. Sua disponibilidade é limitada pela sua reatividade, formando compostos insolúveis com cálcio (Ca) em solos alcalinos e com ferro (Fe) e alumínio (Al) em solos ácidos. O fósforo extraído em resina (P-res) é um método eficaz para medir a fração disponível no solo, sendo amplamente utilizado em solos tropicais, onde os processos de fixação são intensos. Conforme Moreira e Siqueira (2006, p. 371), “adubações pesadas com esse nutriente são requeridas para obter boa produtividade em solos altamente intemperizados, onde P é pouco disponível”, justamente pelo fato de a “maior parte de P dos solos intemperizados dos trópicos se encontrar na forma inorgânica e não lábil”.

A MO diz respeito a uma fração fundamental na dinâmica do solo, química e biologicamente. Sua formação depende da adição contínua de resíduos orgânicos e da atividade microbiana, sendo influenciada por fatores como clima, vegetação, tipo de solo e manejo (Moreira; Siqueira, 2006). Para além, a MO é essencial para a manutenção da fertilidade e saúde

edáfica, contribuindo para a melhoria da estrutura, agregação das partículas, porosidade, aeração, infiltração e retenção de água. Ademais, é uma importante fonte de nutrientes e exerce um papel relevante no sequestro de C, ajudando a reduzir os impactos das mudanças climáticas ao armazená-lo no solo (Raij; Cantarella, 1997; Sousa; Lobato, 2004; Brady; Weil, 2017). A presença adequada de MO no solo, na faixa entre 3% e 5-6% (Primavesi, 2009; Brady; Weil, 2017), também favorece a fauna edáfica, que é fundamental para a ciclagem de nutrientes e a sustentabilidade dos ecossistemas agrícolas.

Do ponto de vista químico, a MO atua como importante reservatório de nutrientes, especialmente N, P e S, que são liberados gradualmente por meio da mineralização. Estima-se que mais de 90% do N total do solo esteja associado à fração orgânica (Novais; Alvarez; Barros, 2007). Além disso, contribui para a complexação e retenção de cátions por meio da formação de complexos organominerais, aumentando a Capacidade de Troca Catiônica (CTC) do solo, especialmente em volumes muito intemperizados e pobres em argilas de alta atividade, como os Latossolos (Benites *et al.*, 2010).

Em sistemas tropicais, caracterizados por altas temperaturas e forte atividade biológica, a decomposição da MO tende a ser muito rápida, exigindo, assim, uma reposição constante para manter a qualidade do solo (Silva; Mendonça, 2007).

A acidez ou alcalinidade do solo, influenciada pelo aumento do Al e pela redução de Ca, é avaliada pelo potencial hidrogeniônico (pH). De acordo com Sousa e Lobato (2004), valores de pH entre 5,5 e 6,3 em solução de água são ideais para a produção econômica de grãos, pois favorecem a absorção de nutrientes essenciais pelas plantas. Além disso, Curi e Kämpf (2012) assinalam que solos arenosos, devido à sua menor capacidade de retenção de cátions básicos, são mais suscetíveis à acidificação. A manutenção do pH dentro da faixa recomendada é fundamental para minimizar os efeitos tóxicos do Al e garantir a disponibilidade dos nutrientes às plantas (Primavesi, 2009).

A soma de bases (SB) está diretamente relacionada à fertilidade do solo, pois reflete a disponibilidade de cátions essenciais para as plantas, como cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}) e potássio (K^+). A SB é determinada pela soma desses cátions permutáveis e está associada à CTC, que mede a capacidade do solo de reter e trocar cátions. A partir desses valores, calcula-se a saturação por bases (V%), um indicador da fração da CTC ocupada por cátions básicos, que influencia a acidez e a nutrição do solo (Sousa; Lobato, 2004; Raij; Cantarella, 1997).

A CTC representa um atributo fundamental na avaliação da fertilidade e da qualidade química dos solos, já que diz respeito à quantidade total de cargas negativas disponíveis nas partículas desses materiais (argilas e OM) para reter e trocar cátions com a solução do solo

(Ronquim, 2010).

De acordo com Brady e Weil (2017), solos com alta CTC são geralmente considerados mais férteis, pois conseguem manter maiores quantidades de nutrientes disponíveis para as plantas por mais tempo, reduzindo as perdas por lixiviação, ao passo que solos com baixa CTC, como os arenosos ou muito intemperizados, possuem baixa capacidade de reter nutrientes, exigindo cuidados específicos no manejo.

Pode-se afirmar que a CTC é fortemente dependente da mineralogia da fração argila e da quantidade de MO, uma vez que argilas do tipo 2:1, como a esmectita, apresentam alta CTC (de 80 a 150 cmol_c/kg), enquanto argilas 1:1, como a caulinita, possuem CTC mais baixa, de 1 a 15 cmol_c/kg (Brady; Weil, 2017). Já a MO e, especialmente o húmus, parte de sua composição, possuem CTC extremamente elevada, podendo chegar aos 500 cmol_c/kg.

Além de funcionar como indicador da fertilidade do solo, a CTC também se relaciona com a resiliência ambiental dos ecossistemas, uma vez que solos com esse parâmetro elevado têm maior capacidade tampão, ou seja, maior resistência a variações bruscas de pH (Novais; Alvarez; Barros, 2007).

A saturação por bases (V%), assim como a CTC, também pode ser entendida como um importante indicador da fertilidade do solo. Conforme Santos *et al.* (2025), corresponde à proporção, expressa em percentual, da soma de cátions básicos trocáveis em relação à CTC. Ainda segundo os autores, consideram-se como de alta saturação os solos com $V \geq 50\%$, que são classificados como eutróficos; já os solos com $V < 50\%$ apresentam baixa saturação e são considerados distróficos.

3.5.1.2 As características físicas dos solos naturais

De acordo com Lepsch (2011), as propriedades físicas constituem um importante tópico para os estudos sobre a qualidade do solo e influenciam todos os seus demais processos, químicos e biológicos.

A textura é uma propriedade física que se refere à proporção das partículas minerais que compõem o solo, classificadas em areia (2 - 0,05 mm), silte (0,05 - 0,002 mm) e argila (< 0,002 mm). Essa característica do solo exerce uma influência significativa sobre suas propriedades, como a capacidade de infiltração e retenção de água, a disponibilidade de nutrientes para as plantas e a aeração, além de afetar o comportamento de contaminantes e a dinâmica de elementos químicos (Brady; Weil, 2017).

A classificação dos solos com base em sua textura segue critérios que resultam em categorias como solos arenosos, argilosos e siltosos. Para isso, são utilizados diagramas

triangulares, ou “triângulo textural”, como o do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (*United States Department of Agriculture, USDA*) e o da Embrapa, no Brasil (Embrapa, 1997). Essas ferramentas ajudam a compreender a composição textural e a aplicá-la em diferentes contextos, desde o manejo agrícola até estudos ambientais.

Por exemplo, solos com maior proporção de areia tendem a ser mais permeáveis, enquanto aqueles com maior teor de argila têm maior capacidade de retenção de água (CRA), mas menor drenagem. De acordo com Brady e Weil (2017), a relativa presença do tamanho das partículas no solo pode influenciar o seu comportamento e, portanto, entender a textura do solo é essencial tanto para práticas agrícolas quanto para a conservação ambiental (Quadro 5).

Quadro 5. Influência das partículas primárias (areia, silte e argila) em algumas propriedades e comportamentos do solo

Propriedade/comportamento do solo	Areia	Silte	Argila
Capacidade de retenção de água	Baixa	Média a alta	Alta
Aeração	Boa	Média	Pobre
Taxa de drenagem	Alta	Lenta a média	Muito lenta
Teor de MO	Baixo	Médio a alto	Alto a médio
Decomposição da MO	Rápida	Média	Lenta
Aquecimento na primavera	Rápido	Moderado	Lento
Suscetibilidade à compactação	Baixa	Média	Alta
Suscetibilidade à erosão eólica	Moderada	Alta	Baixa
Suscetibilidade à erosão hídrica	Baixa	Alta	Solo agregado: baixa Solo não agregado: alta
Potencial de expansão e contração	Muito baixo	Baixo	Moderado a muito alto
Adequabilidade para a construção de represas e aterros	Baixa	Baixa	Alta
Capacidade de cultivo após chuva	Boa	Média	Baixa
Potencial de lixiviação de poluentes	Alto	Médio	Baixo
Capacidade de armazenamento de nutrientes	Baixa	Média a alta	Alta
Resistência à mudança de pH	Baixa	Média	Alta

Fonte: Brady e Weil (2017), adaptado pelos autores (2025)

A densidade do solo (D_s), ou densidade aparente, diz respeito à massa do solo seco por unidade de volume aparente, ou seja, o volume do solo ao natural, incluindo o espaço poroso (Ronquim, 2010). A D_s é importante para a avaliação da compactação, da porosidade e da CRA, uma vez que solos arenosos tendem a ter densidades mais baixas, enquanto solos com maior proporção de argila ou compactados têm densidades mais altas. Brady e Weil (2017) assumem que a D_s pode variar de 1,0 a 1,6 g/cm³, a depender da textura, estrutura e manejo, sendo que

Ronquim (2020) sugere que valores superiores a $1,4 \text{ g/cm}^3$ geralmente apontam para compactação do solo, a menos que se trate de um volume argiloso.

Conforme a profundidade do perfil do solo aumenta, a D_s tende a ser maior, habitualmente como resultado da compactação causada pelo peso das camadas subjacentes, do menor teor de MO, da menor agregação e da presença reduzida de poros. Horizontes subsuperficiais muito compactados podem apresentar densidades aparentes de $2,0 \text{ g/cm}^3$ ou mais. Ainda, solos com maior conteúdo de MO apresentam densidade mais baixa, já que essa substância possui baixa densidade em relação aos minerais e funciona como um condicionador biofísico do solo que recupera sua porosidade (Brady; Weil, 2017; Ronquim, 2020).

Sabe-se que o solo possui poros responsáveis por armazenar e conduzir água e ar, sendo essa característica essencial para o seu funcionamento (Primavesi, 2009). A permeabilidade, capacidade do solo de permitir o escoamento da água através desses poros, é uma propriedade física fundamental que influencia processos como a recarga de aquíferos, o crescimento das raízes e a eficiência de sistemas agrícolas e de drenagem (Hillel, 1998; Brady; Weil, 2017). Para avaliar essa característica em condições reais de campo, dentre outros métodos, a permeabilidade do solo pode ser tomada através do permeâmetro de *Guelph*, desenvolvido por Reynolds e Elrick (1985). O equipamento consiste na introdução de um cilindro com água numa cavidade previamente aberta no solo e posterior medição da taxa de infiltração em regime de carga hidráulica constante (h) de 5 e 10 cm.

Testes preliminares indicam que o tempo e o volume de água necessários para a realização de uma medição dependem da umidade inicial do solo, da textura, dos valores de h e a (raio de fluxo permanente num furo cilíndrico). Para h entre 0,10 e 0,20 m e a entre 0,02 e 0,03 m, medições em solos arenosos requerem, em média, de 10 a 35 minutos e de 0,3 a 2,0 litros de água, por exemplo. O permeâmetro de *Guelph* é utilizado para a determinação da condutividade hidráulica saturada do solo (K_{sat}), parâmetro fundamental para o entendimento do movimento da água neste meio (Reynolds; Elrick, 1985).

3.5.1.3 As características morfológicas dos solos naturais

Conforme Santos *et al.* (2015), a morfologia do solo diz respeito à descrição das características visíveis e palpáveis do solo, como sua cor (seca e úmida), transição dos horizontes, textura, estrutura, porosidade, consistência (seca, úmida e molhada), profundidade e espessura dos horizontes ou camadas.

Essa análise envolve a observação da disposição dos horizontes no perfil do solo e as variações nas suas propriedades, como a presença de raízes, fragmentos de rocha ou MO. A

morfologia do solo é essencial para entender sua formação, classificação e potencial de uso, além de fornecer informações sobre os processos pedogenéticos já ocorridos (Santos *et al.*, 2015)

A cor do solo é uma característica visível que reflete sua composição e condições ambientais. Solos com alto teor de óxidos de Fe, por exemplo, geralmente apresentam cores avermelhadas ou amareladas, enquanto solos ricos em MO exibem tons mais escuros, como marrom ou preto. A cor também pode indicar a drenagem e a oxigenação do solo, sendo usada na classificação e análise das propriedades do solo. A tomada de cor do solo é feita através da Carta de Cores de Munsell (*Munsell Soil-Color Chart*), que a classifica em matiz, valor e croma (Santos *et al.*, 2015).

A transição dos horizontes do solo refere-se à mudança gradual entre os diferentes horizontes ou camadas no perfil do solo. Tal transição pode ser suave ou abrupta, dependendo das condições pedogenéticas, como a acumulação de MO, a lixiviação de minerais e a atividade biológica. O horizonte C, por exemplo, é composto por material parental ou rocha não alterada (saprolito), e a transição das acamadas adjacentes para ele é mais distinta (Santos *et al.*, 2015).

Este parâmetro refere-se à organização e disposição das partículas de solo, como areia, silte e argila, e à formação de agregados ou grãos. Essa estrutura influencia a porosidade, a infiltração de água, a aeração e o crescimento das raízes (Santos *et al.*, 2015). Solos com boa estrutura, por exemplo, têm agregados bem formados, o que facilita a circulação de ar e água. Já solos compactados ou com estrutura ruim dificultam o movimento de água e a absorção de nutrientes pelas plantas.

A porosidade é a fração do solo ocupada por espaços vazios, conhecidos como poros, que armazenam água e ar. Essa propriedade é essencial para o desenvolvimento das plantas, pois facilita a troca de gases e a retenção de água (Santos *et al.*, 2015). A porosidade do solo depende da textura e estrutura do solo: volumes arenosos, por exemplo, têm poucos poros, mas de maior tamanho, o que resulta em boa drenagem, enquanto solos argilosos têm mais poros, mas de tamanho menor, retraindo, portanto, mais água. A porosidade é crucial para garantir a aeração adequada e o suprimento de água às raízes das plantas (Brady; Weil, 2017).

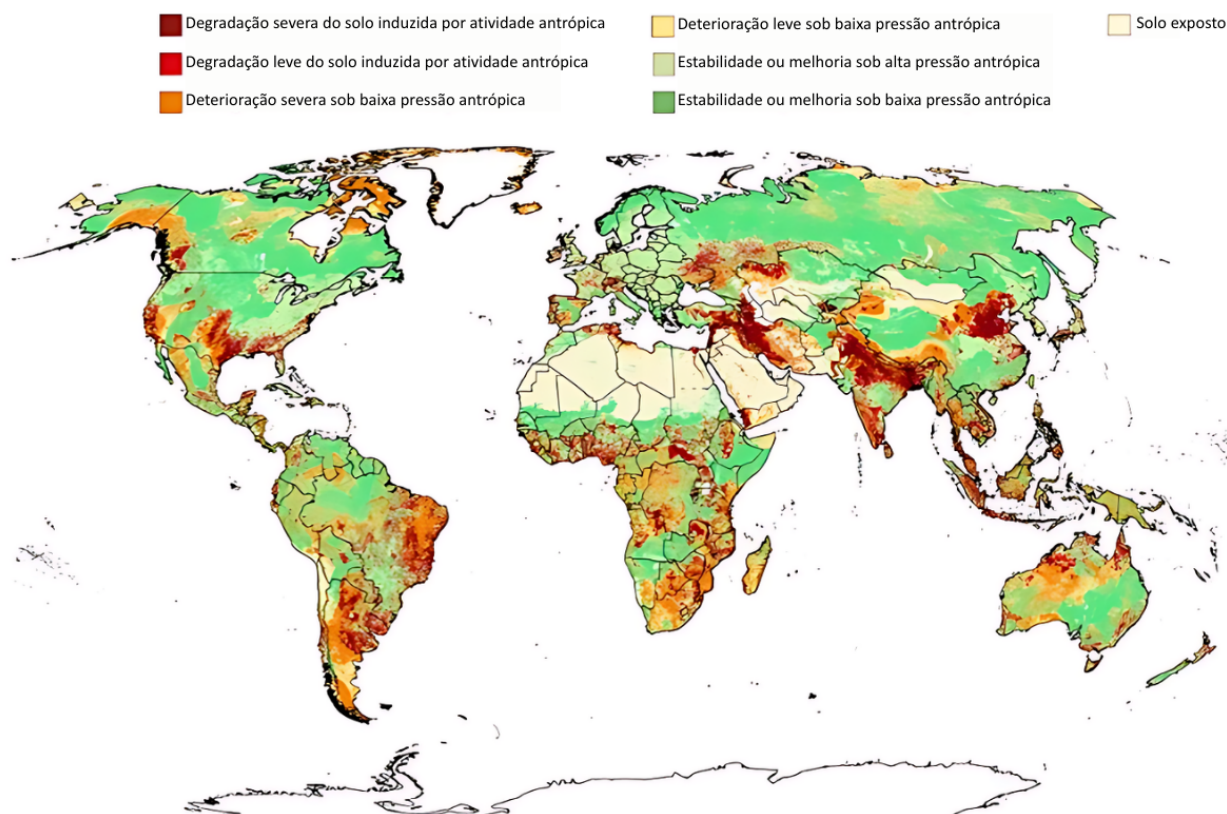
A consistência do solo está relacionada à sua resistência à deformação ou ruptura em diferentes níveis de umidade. Ela descreve como o solo reage quando é manipulado: solos arenosos tendem a ser menos resistentes, enquanto os argilosos são mais coesos ou pegajosos. Essa propriedade influencia a capacidade de se trabalhar o solo e também o crescimento das raízes, já que aqueles muito compactados ou excessivamente úmidos podem dificultar o desenvolvimento das plantas. A consistência é, portanto, um fator importante no manejo

agrícola e na avaliação das condições do solo para cultivo (Brady; Weil, 2017; Santos *et al.*, 2015).

3.5.2 O homem como sexto fator de formação do solo

O sistema solo figura no Antropoceno como um dos bens ambientais com recorde de interferências humanas (Costa *et al.*, 2019), já que cerca de 84% das terras emersas estão sob influência antrópica (Chwałczyc, 2020) e a agricultura ocupa pelo menos 4,75 bilhões de hectares para o cultivo e a pecuária. À medida que a agricultura se intensifica, evidências indicam a extensão e a gravidade da degradação da terra, na qual o solo é erodido, os nutrientes são esgotados e a salinidade aumenta. A Figura 11 apresenta a distribuição global da degradação da terra, considerando-se a tendência geral combinada à pressão cumulativa da ação antrópica direta. A “degradação do solo induzida por atividades humanas” refere-se a uma tendência negativa causada pela ação humana, ao passo que a “deterioração” corresponde a uma tendência negativa decorrente de fenômenos naturais ou de ações humanas em contextos nos quais o estado do sistema já se encontra degradado. (FAO, 2021) (Figura 11).

Figura 11. Classes de degradação do solo com base na intensidade das pressões antrópicas e nas tendências de deterioração



Fonte: FAO (2021), adaptado pelos autores (2025)

Segundo a FAO e o PNUMA (2021), a degradação ambiental em todo o mundo, ligada às pressões das crescentes demandas advindas dos sistemas industrial e agroalimentar e em resposta a uma população mundial em ascensão, é um dos maiores problemas enfrentados pela humanidade, embora os recursos terrestres sejam essenciais para o alcance de 7 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU (PNUMA, 2019).

Pode-se dizer que os solos antropogênicos representam uma forma de patrimônio histórico, já que coletam e salvaguardam registros da ciência, tecnologia e atividades humanas desde o Holoceno até os dias atuais (Capra *et al.*, 2015). Segundo o Comitê Internacional Sobre Solos Antropogênicos (*International Committee on Anthropogenic Soils, ICOMANTH*, 2005), *apud* Capra *et al.* (2015), esses volumes compreendem

[...] Solos formados a partir de materiais transportados ou feitos pelo homem, caracterizados por horizontes diagnósticos exclusivamente modificados ou destruídos *in situ* por atividades singulares ou periódicas e aqueles nos quais a gênese tem sido fortemente influenciada pelas quase contínuas atividades antrópicas (*ICOMANTH*, 2005, *apud* Capra *et al.*, 2015).

Parafraseando Pimentel *et al.* (1995) e Brady e Weil (2017), embora possa levar até 1.000 anos para que se formem 2 ou 3 centímetros de solo, em um curto período esses materiais são degradados e sofrem diminuição de seu potencial de fertilidade, poluição e salinização (Albuquerque, 2007), ocasionados pela ação humana, que é o principal fator de formação dos solos antropogênicos, influenciando todos os demais através da impressão de uma nova dinâmica no processo de pedogênese, ou mesmo retrosseguindo-o ao tempo zero (Teixeira *et al.*, 2022). Acrescente-se a isso as perdas de suas capacidades física, química e biológica (Curcio; Lima; Giarola, 2004; Thomaz; Antoneli, 2008; Capra *et al.*, 2015; Rossiter, 2021).

Nesse sentido, os solos no/do Antropoceno diferem substancialmente dos naturais, dado que comportam materiais externos, desde restos de construção civil e resíduos sólidos a radioisótopos provenientes de dispositivos nucleares e xenobióticos advindos da indústria química (Mageshen; Meena; Ramayier, 2022).

Os inúmeros químicos sintéticos, junto a elementos naturais e potencialmente tóxicos existentes, têm sido lançados no solo por atividades humanas desde os tempos remotos, sendo que esses contaminantes podem ter tempo de residência no ambiente da ordem de centenas a milhares de anos, estando espalhados por todo o planeta (FAO; PNUMA, 2021). O trabalho de Boise *et al.* (2020) salienta que os MPTs normalmente podem adentrar os produtos alimentícios advindos da agricultura através do uso de fertilizantes, agrotóxicos e águas residuais para o cultivo.

Apesar de os solos urbanos encontrarem-se sob intensa influência antrópica devido aos

processos das atividades industriais e econômicas, recebendo quantidades significativas de metais tóxicos (Adimalla, 2020), os solos de áreas rurais também têm suas características físico-químicas e morfológicas substancialmente alteradas (Moreno, 2022), uma vez que o uso de agrotóxicos está concentrado nesses locais (Filizola *et al.*, 2002).

No mundo, apesar de o primeiro sistema nacional de classificação de solos a englobar os solos antrópicos em sua taxonomia ter sido o da Inglaterra e País de Gales, foi o Sistema Taxonômico Chinês (*Chinese Soil Taxonomy, CST*) que criou um esquema de diagnóstico para a classificação de seus Antrossolos (*Anthrosols*) em nível de Ordem (Gong; Zhang, 2007; Capra *et al.*, 2015). No entanto, já em 1940 vigorava a curiosidade a respeito das alterações no sistema solo provocadas por atividades humanas (Mageshen; Meena; Ramayier, 2022) e, desde 1945, mais de 50 termos têm sido utilizados para a identificação desse tipo de material (Capra *et al.*, 2015).

A despeito da pretérita influência humana na pedosfera e de a investigação dos solos antrópicos ter provavelmente começado no início da Pedologia moderna, as pesquisas sobre esses volumes começaram a ganhar popularidade somente na década de 1970 (Capra *et al.*, 2015), principalmente com referência específica aos *plaggen soils* (solos profundamente modificados pelas atividades humanas ao longo do tempo através da adição de materiais orgânicos ou inorgânicos); *mining soils* (solos presentes em áreas de mineração) e solos em áreas urbanas. O primeiro estudo voltado para a audiência internacional aconteceu na Virgínia Ocidental, nos EUA, onde o “*spoil material*” foi classificado em 3 tipos, baseando-se na atividade do alumínio (H^+) (Capra *et al.* 2015).

Atualmente, o Sistema Internacional de Classificação de Solos da FAO, denominado Base de Referência Mundial para Recursos de Solos (*World Reference Base for Soil Resources, WRB*), junto à Taxonomia do Solo do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (*USDA Soil Taxonomy*), destacam-se no meio científico e são apreciados devido à sua influência mundial. Conforme Dias (2017), demais sistemas nacionais de classificação adotam a taxonomia da *WRB* como base para sua categorização, como a Austrália, a África do Sul e a Letônia. No caso brasileiro, o sistema nacional de classificação foi inspirado na *Soil Taxonomy, WRB* e em outros materiais, como o sistema francês (Santos *et al.*, 2025) (Quadro 6).

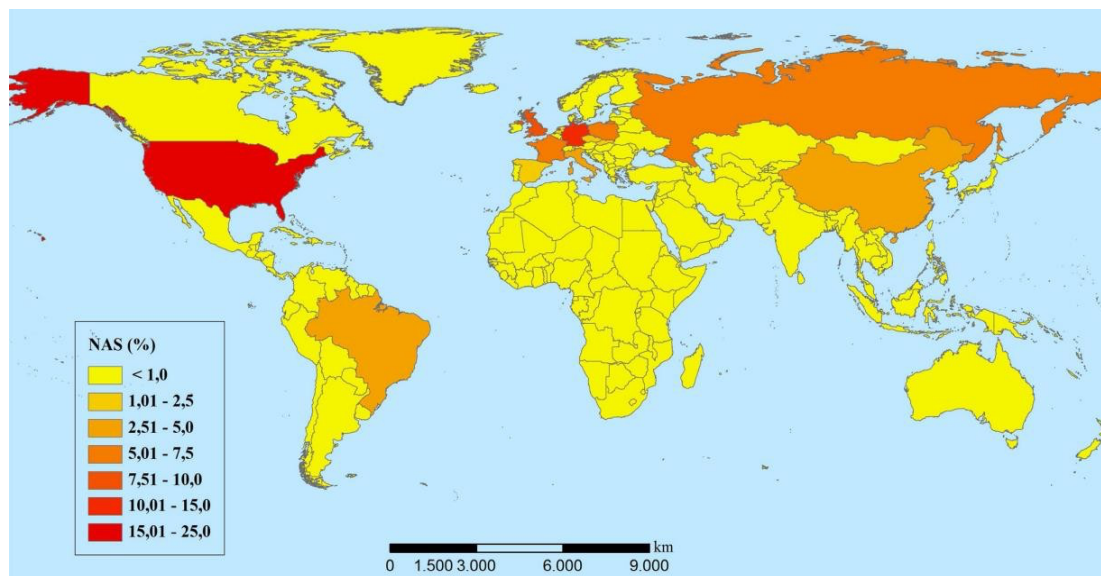
Quadro 6. Equivalência parcial entre classes de solos em alto nível categórico do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS), *WRB* e *Soil Taxonomy*

SiBCS (2018)	WRB (FAO, 2015)	Soil Taxonomy (1999, 2014)
Argissolos	Acrisols; Lixisols; Alisols	Udisols; Oxisols (alguns)
Cambissolos	Cambisols	Inceptisols
Chernossolos	Phaeozems, Kastanozems, Chernozems (poucos)	Mollisols (apenas os Ta)
Espodossolos	Podzols	Spodosols
Gleissolos	Gleysols; Stagnosols (alguns)	Entisols (Aqu-alf-and-ent-ept-)
(<i>Gleissolos Sálidos</i>)	Solonchaks	Aridisols; Entisols (Aqu-sulfa-hydrasalic)
Latossolos	Ferralsols	Oxisols
Luvissolos	Luvissols	Alfisols; Aridisols (Argids)
Neossolos	-	Entisols
(<i>Neossolos Flúvicos</i>)	Fluvisols	Fluvents
(<i>Neossolos Litólicos</i>)	Leptosols	(Lithic....Orthents); (Lithic...Psamments)
(<i>Neossolos Quartzarênicos</i>)	Arenosols	(Quartzipsamments)
(<i>Neossolos Regolíticos</i>)	Regosols	(Psamments)
Nitossolos	Nitisols; Lixisols; Alisols	Ultisols; Oxisols (Kandic); Alfisols
Organossolos	Histosols	Histosols
Planossolos	Planosols	Alfisols
(<i>Planossolos Nátricos</i>)	Solonetz	Natr (ust-ud) alf
(<i>Planossolos Háplicos</i>)	Planosols	Albaquults, Albaqualfs, Plinthaqu(alf-ept-ox-ult)
Plintossolos	Plinthosols	Subgrupos Plinthic de Oxisols, Ultisols, Alfisols, Entisols, Inceptisols
Vertissolos	Vertisols	Vertisols
Não classificados no Brasil	Cryosols	Gelisols
	Anthrosols; Technosols	-
	Andisols	Andisols
	Umbrisols	Alguns subgrupos Umbric
	Gypsisols	Grande Grupo de Aridisols (Gypsi-)
	Durisols	Vários Grandes Grupos Dur- de Alfisols, Andisols, Aridisols, Inceptisols, Molisols, etc
	Calcisols	Vários Grandes Grupos de Alfisols, Aridisols, Inceptisols, Molisols, Vertisols
	Albeluvisols	Algumas classes Alb Gloss

Fonte: Santos *et al.* (2025)

No trabalho de Capra *et al.* (2015), analisaram-se pesquisas publicadas sobre solos antrópicos em todo o mundo através de uma base de dados eletrônica junto a um Sistema de Informação Geográfica (SIG). Os autores selecionaram 925 documentos, sendo que 59,5% dos dados coletados foram escritos na Europa e 24,9%, na América do Norte, regiões do mundo ditas desenvolvidas (Figura 12).

Figura 12. Distribuição dos 925 trabalhos sobre solos antrópicos no mundo



Fonte: Capra *et al.* (2015)

Todos os outros continentes são muito menos analisados, sendo a Ásia (6,1%), a América do Sul (4,3%), a África (3,9%) e a Oceania (1%) os mais negligenciados, apesar de terem as populações urbanas mais densas do mundo e, portanto, ainda mais atividades antrópicas (Capra *et al.*, 2015). Nesse prisma, os supracitados autores chamam a atenção para o desequilíbrio desse quadro, já que muito do estabelecimento de civilizações impactaram países como a China, a Índia e o Egito, onde as pesquisas sobre solos antrópicos são escassas, sendo, então, impossível quantificar a porcentagem exata dos volumes afetados por essas atividades. Por esse motivo, pode-se afirmar que o número de estudos sobre esse tipo de solo independe da sua atual quantidade em determinada área ou país, mas subordina-se à sensibilidade social e ao interesse dos cientistas e das agências fomentadoras sobre o temário (Capra *et al.*, 2015).

Assim, os 925 trabalhos encontrados estão espalhados por 64 países, sendo que 195 documentos advêm dos EUA e 102, da Alemanha, países que representam cerca de 31% de todas as pesquisas sobre o tema no mundo. Junto com essas nações, somente mais 7 possuem

mais de 20 estudos: Grã-Bretanha (62), Rússia (61), Polônia (51), França (50), Itália (38), China (33) e Brasil (32). Esses países somam 66% de todas as pesquisas. Diante disso, é incontestável o fato de que determinadas partes do mundo têm sido mais estudadas que outras, principalmente por conta dos investimentos em pesquisas e educação e da disponibilidade de recursos. Enquanto isso, os países do sul global, afetados pela pressão sobre o uso da terra, por serem majoritariamente exportadores primários (Borras Júnior *et al.*, 2015), continuam sem diagnósticos precisos sobre seus solos, principalmente no que diz respeito à contaminação por agrotóxicos e outros produtos químicos.

Na Índia, por exemplo, estão localizadas 83 das 100 cidades mais poluídas do mundo, todas excedendo as diretrizes da ONU em qualidade do ar (IQAir, 2023). Conforme o trabalho de Adimalla (2020), os níveis de As, Cr, Cu, Zn, Ni (níquel) e Pb em 32 cidades indianas excedem os níveis naturais de elementos químicos, sendo que, em alguns locais, a alta concentração de MPTs está relacionada ao uso excessivo de agrotóxicos (Machender *et al.*, 2021). De modo geral, diversas pesquisas relacionadas aos MPTs nos solos urbanos deste país foram feitas durante a última década, indicando que os níveis de contaminação são muito altos nas cidades (Adimalla, 2020).

Para Capra *et al.* (2015), pelo menos 15 sistemas de classificação no mundo consideram os solos antrópicos no mais alto nível taxonômico (Ordem) (Quadro 7) e, em todos os países, exceto nos EUA, as pesquisas sobre solos antrópicos só se tornaram populares entre 1995 e 2004, pelo menos 20 anos depois do reconhecimento da importância desses volumes na referida nação.

Quadro 7. Sistemas de classificação que consideram os solos antrópicos como Ordem

País ou organização	Sistema de classificação (em inglês)	Nomenclatura para a Ordem dos solos antrópicos
EUA	US Soil Taxonomy	Anthropic (epipedon)
ONU/FAO	Word Base Reference for Soil Resources (WRB)	Anthrosol; Technosol
Rússia	Russian Soil Classification System	Urbanozem; Ekranozem
Alemanha	German Taxonomy	Terrestrische böden
Eslováquia	Slovakia Soil Classification System	Anthrozem; Kultizem
Austrália	The Australian Soil Classification	Anthroposol
África do Sul	Soil classification - a taxonomic system for South Africa	Anthrosol
China	Chinese Soil Taxonomy	Anthrosol
Áustria	Austrian Soil Classification	Substratboden
Iugoslávia	Yoguslav Soil Classification	Anthrosol
Países Baixos	System of Soil Classification for The Netherlands	-
França	Référentiel Pédologique	Anthroposol
Polônia	Polish Soil Classification System	Anthrosol; Technosol
Nova Zelândia	New Zealand Soil Classification	Anthropic
Canadá	Canadian System of Soil Classification	Anthroposolic

Fonte: Capra *et al.* (2015), elaborado pelos autores (2025)

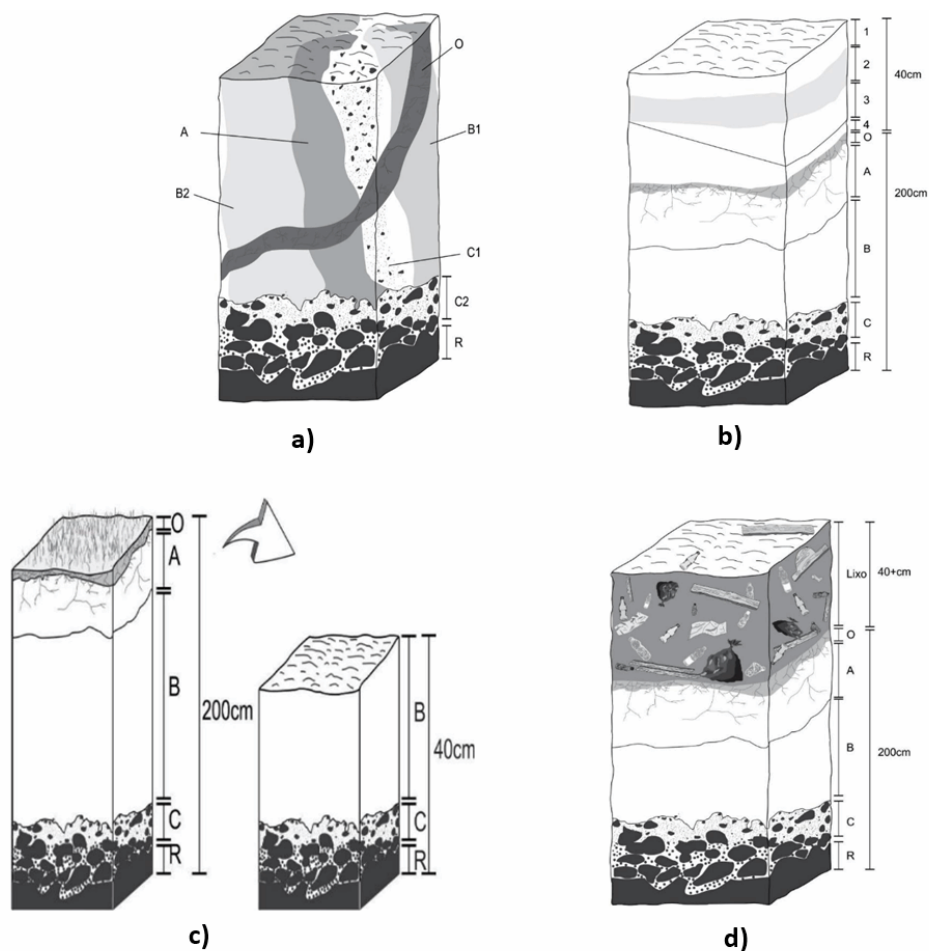
Foi nesse contexto que no Brasil, cientistas da Embrapa Florestas, junto a estudiosos das universidades Federal do Paraná (UFPR) e Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste), Câmpus Marechal Cândido Rondon, sistematizaram o conceito de Antropossolo na tentativa de corroborar com a emergente discussão a respeito da existência desta classe no Brasil, apesar de ainda não ser aceita pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS) (Curcio; Lima; Giarola, 2004). Conforme os referidos autores, esses materiais, presentes no Antropoceno, compreendem

[...] Volume formado por várias ou apenas uma camada antrópica, desde que possua 40 cm ou mais de espessura, constituído por material orgânico e/ou inorgânico, em diferentes proporções, formado exclusivamente por intervenção humana, sobrejacente a qualquer horizonte pedogenético, ou saprolitos de rocha, ou rocha não intemperizada. Constituem volumes com morfologia muito variável em razão da natureza de seus materiais constitutivos, técnicas de composição e tempo de formação. Em geral, apresentam pequeno grau de evolução, caracterizado pela pequena relação pedogenética entre as camadas (Curcio; Lima; Giarola, 2004, p. 21).

Ainda, para estruturar a nomenclatura dos Antropossolos no segundo nível hierárquico (ou subordens), foram utilizados radicais e sufixos que comprovem o tipo de intervenção humana e a natureza dos materiais constitutivos desses volumes pedológicos. Nesse sentido, para a mobilização de volumes de solo, utiliza-se a subordem Móbilico; Decapítico, quando da

remoção total ou parcial de horizontes ou camadas do solo; Sômico, quando da adição de materiais não nocivos a volumes de solos preexistentes; e Líxicos, quando da adição de materiais nocivos ao solo (Figura 13) (Curcio; Lima; Giarola, 2004).

Figura 13. Perfis esquemáticos das classes de Antropossolos



a) Antropossolo Móbilico, com mistura de horizontes; b) Antropossolo Sômico, com adição de camadas antropogênicas (1, 2, 3 e 4); c) Antropossolo Decapítico, com remoção das camadas superficiais; e d) Antropossolo Líxico, com adição de materiais nocivos ao solo.

Fonte: Teixeira *et al.* (2022)

Conforme o trabalho desenvolvido por Teixeira *et al.* (2022), é de fundamental importância a distinção dos tipos de solos antropogênicos existentes no Brasil (Arqueoantrossolos, solos urbanos e Antropossolos), sendo que esses materiais só podem ser diagnosticados a partir da observação de suas características *in loco*, a partir de sua localização geográfica e das finalidades, pretéritas e presentes, do uso humano.

Com base nos referidos autores, os Arqueoantrossolos são volumes milenares, formados em paleoambientes por antigas civilizações que habitaram a América do Sul durante o

Holoceno, assentando-se e depositando, nesses locais, materiais advindos de suas atividades, como ossos, fezes, conchas, sangue ou palmeiras, o que conferiu elevada fertilidade a esses materiais (Kämpf; Kern, 2005; Teixeira *et al.*, 2022).

Os solos urbanos, conforme Pedron *et al.* (2004), são volumes encontrados exclusivamente no meio urbano, que, afetados por esse ambiente, têm suas características modificadas, assim como são contaminados por MPTs através da deposição de resíduos sólidos, efluentes industriais, emissão de gases veiculares, restos de construção, etc (Adimalla, 2020) (Quadro 8).

Quadro 8. Tipos de solos modificados ou formados por ação humana

Ordem	Escala temporal	Subordem	Principais características
Arqueoantrossolos	12.000 - 500 anos (Teixeira <i>et al.</i> , 2022)	-	Solos formados sob atividade humana, intencional ou não intencional, relacionada a assentamentos e práticas agrícolas de indígenas pré-colombianos a longo prazo (Kämpf; Kern, 2005)
Solos urbanos	500 - 10 anos (Teixeira <i>et al.</i> , 2022)	-	Solos sob forte influência humana na paisagem urbana e suburbana (De Kimpe; Morel, 2000)
Antropossolos	220 - 10 anos ou menos (Teixeira <i>et al.</i> , 2022)	Mobilício	Mistura de horizontes ou camadas de solo (Curcio; Lima; Giarola, 2004)
		Decapítico	Retirada parcial ou total de horizontes superficiais de solos preexistentes (Curcio; Lima; Giarola, 2004)
		Sômico	Adição de materiais não nocivos a volumes de solo preexistentes (Curcio; Lima; Giarola, 2004)
		Líxico	Adição de materiais nocivos a volumes de solo preexistentes (Curcio; Lima; Giarola, 2004)

Fonte: Teixeira *et al.* (2022); elaboração dos autores (2025)

Estudos recentes demonstram que, com exceção aos Arqueoantrossolos, geralmente ricos em Ca, Mg e P e distinguindo-se dos solos circunvizinhos (Kämpf; Kern, 2005), os demais solos antropogênicos apresentam características deletérias, como drenagem imperfeita, cores variadas, pouca estabilidade dos agregados, baixo aporte de MO, pouca coesão, presença de materiais tóxicos e alta suscetibilidade a processos erosivos (Curcio, Lima; Giarola, 2004; Moreno, 2022).

A proposta da classe dos Antropossolos no Brasil representa uma vantajosa

oportunidade para que o país integre o grupo daqueles que reconhecem o papel do homem/sociedade como um sexto fator de formação de solos. Com isso, torna-se pragmática a ideia de se considerar, de se discutir e de se apontar para uma “antropedologia” (*anthropedology*) brasileira, uma vez que em outros países do mundo o debate acerca deste termo já está posto (Richter *et al.*, 2011), pois as pesquisas relacionadas a solos antropogênicos representam um estudo em rápida evolução no que diz respeito ao passado e ao presente da Ciência do Solo.

A despeito da importância da classe dos Antropossolos brasileiros, 20 anos depois da publicação do documento “Antropossolos: proposta de ordem (1ª aproximação)”, escrito por Curcio, Lima e Giarola (2004), a supracitada Ordem não ganhou espaço no SiBCS, que se propõe a ser um sistema hierárquico de classificação e a consolidar a sistematização taxonômica que expresse o conhecimento para a discriminação de classes de solos identificadas no Brasil.

Com efeito, o SiBCS segue orientado pelas bases da Pedologia clássica, consolidada através da contribuição de Dokuchaev (1846-1903) para os 5 fatores de formação do solo (clima, organismos, relevo, material de origem e tempo). Esse fato pode ser verificado a partir da análise das diferentes versões do documento publicado pela SBCS. Nas 4ª (Santos *et al.*, 2014) e 5ª (Santos *et al.*, 2018) edições, além dos Gleissolos Tiomórficos Órticos Antrópicos, foram adicionados outros tipos de solos com qualificação antrópica, como Latossolos Amarelos Distrocoesos Antrópicos, Latossolos Amarelos Distróficos Antrópicos, Argissolos Amarelos Distróficos Plintossólicos Antrópicos e Argissolos Vermelhos Eutróficos Abrúpticos Latossólicos Antrópicos, sem qualquer menção aos Antropossolos ou à possibilidade de categorização desses volumes no nível taxonômico mais elevado (Ordem).

Já na edição mais recente do SiBCS (Santos *et al.*, 2025), considera-se apenas o horizonte A diagnóstico como antrópico, e o processo de modificação humana aparece apenas no 4º nível categórico (subgrupos), representado pelos Gleissolos Tiomórficos Órticos Antrópicos. Caso outro cenário fosse considerado, como a incorporação dos Antropossolos às 13 classes atualmente reconhecidas pelo SiBCS, materializar-se-ia uma perspectiva de pedologia crítica, já adotada em outros países (Capra *et al.*, 2015), baseada no entendimento de que, no Antropoceno, a ação humana, além de perturbar os geomateriais, também é capaz de formá-los, sendo, portanto, um agente pedológico de formação do solo (Nunes *et al.*, 2023) (Quadro 9).

Quadro 9. As visões das Pedologias clássica e crítica em relação aos fatores de formação do solo

Pedologia clássica	Pedologia crítica
$S = f(c, o, r, m, t)$	$S = f(a) c, o, r, m, t$
S = interação entre os fatores	S = interação entre os fatores
f = função	f = função
c = fator clima	a = ação humana
o = fator organismos	c = fator clima
r = fator relevo	o = fator organismos
m = fator material de origem	r = fator relevo
t = fator tempo	m = fator material de origem
	t = fator tempo

Fonte: Teixeira *et al.* (2022), adaptado pelos autores (2025)

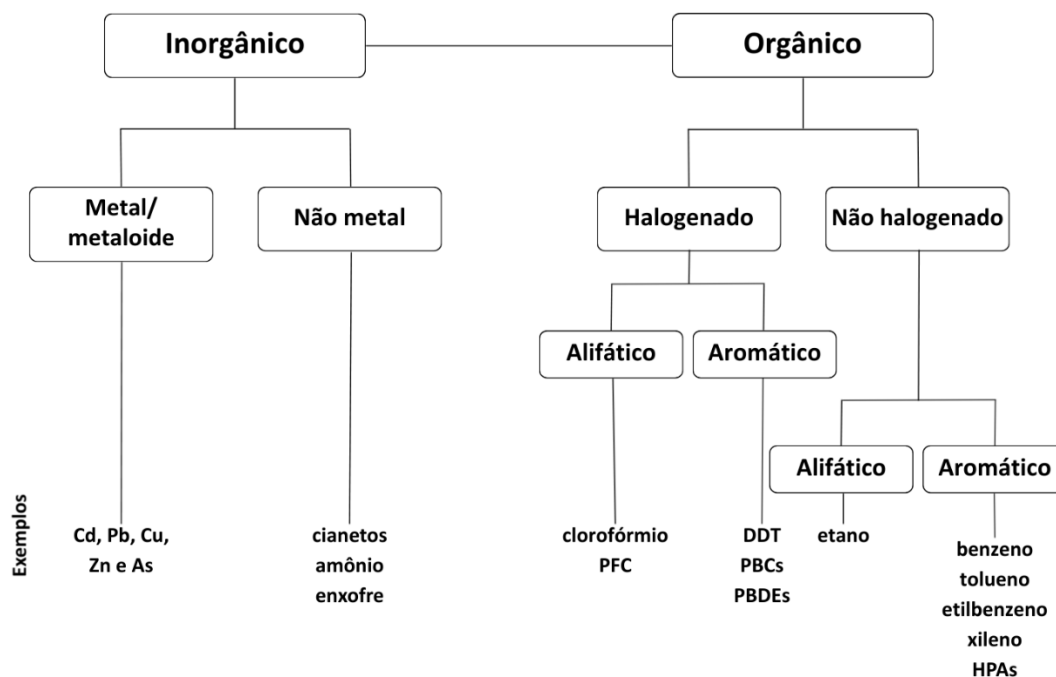
Nesse contexto, a pegada humana no sistema solo é tão evidente que o termo “antroposfera” (*anthropedosphere*) (do grego *anthropos* = homem; *pedon* = solo; *sphaira* = bola) pode ser utilizado para nomear as áreas onde os solos naturais foram profunda e irreversivelmente transformados (Capra *et al.*, 2015), enquanto o “Pedoceno” se refere à compreensão e avaliação quantitativa do sistema global dos solos e dos efeitos das mudanças induzidas pela ação humana sobre esses volumes (Hartemink, 2023).

3.6 Os metais potencialmente tóxicos como ameaças (in)visíveis, seus efeitos na saúde do solo e humana e as orientações preconizadas pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb)

A contaminação de solos agrícolas por MPTs é um problema global (Rashid *et al.*, 2023), principalmente porque esses elementos são “contaminantes químicos não biodegradáveis, tendem a acumular-se nos organismos vivos provocando distúrbios e doenças variadas, e têm sido sistematicamente lançados no ambiente afetando a qualidade de solos e águas” (Silva, 2012, p. 9). Para Filizola *et al.* (2012) e Alengebawy *et al.* (2021), além dos MPTs, os principais agentes poluentes da natureza são os agrotóxicos e o N.

Para a FAO e o PNUMA (2021), os químicos com capacidade de poluir os solos podem ser orgânicos e inorgânicos (Figura 14), sendo que seu destino, depois de presentes nos geomateriais, é determinado pelas características dos contaminantes e pelas propriedades dos solos.

Figura 14. Categorização sistemática dos principais poluentes químicos dos solos



Fonte: FAO; PNUMA (2021), adaptado pelos autores (2025)

Segundo Alengebawy *et al.* (2021), as fontes de MPTs podem ser agrupadas em 2 categorias principais: naturais e antropogênicas. As fontes naturais englobam formações como rochas sedimentares e ígneas, além de processos como o intemperismo de rochas e erupções vulcânicas, sendo que a quantidade de elementos provenientes dessas fontes varia conforme o tipo de rocha e as condições do ambiente local (Quadro 10).

Quadro 10. Comparação das concentrações máximas de alguns MPTs em solos de algumas regiões do mundo (mg/kg^{-1})

Elemento	EUA	Países Baixos	Estado de São Paulo	Mundo
As	-	< 39	17,60	4,7
Cd	<41	< 2,5	<0,50	1,1
Cr	<347	<106	172,5	42
Cu	<1.836	<141	393	14
Pb	<1.650	<451	23,5	25
Nº de amostras	1.903	100	-	-

Fonte: Filizola *et al.* (2002); Alloway (2013)

De acordo com Alloway (2013), os MPTs correspondem a uma pequena fração da crosta terrestre, sendo sua ocorrência fortemente controlada pela composição mineralógica das rochas. Solos derivados de rochas máficas, como os basaltos, tendem a apresentar maiores teores desses

elementos, uma vez que seus minerais primários são menos resistentes ao intemperismo e incorporam quantidades mais elevadas de metais. Em contraste, rochas ricas em sílica, dominadas por minerais mais estáveis como o quartzo, apresentam menores concentrações desses elementos. Assim, os arenitos, compostos predominantemente por quartzo, caracterizam-se por baixos teores de metais e metaloides, enquanto litologias como folhelhos betuminosos podem concentrar níveis elevados de MPTs como As, Cd, Cu e Pb (Quadro 11).

Quadro 11. Origem geológica (litogênica) de alguns MPTs e metaloides (mg/kg⁻¹)

Elemento	Crosta superior	Granito, granodiorito	Gabro, basalto	Rochas ultramáficas	Arenito	Folhelhos betuminosos	Calcários
As	2	3	0,7	0,7	0,5	<500	1,5
Cd	0,1	0,1	0,2	0,05	<0,04	<240	0,1
Cr	35	10	250	2.300	35	<700	5
Cu	14	12	90	40	2	<300	6
Pb	17	20	4	0,05	10	<100	5

Fonte: Alloway (2013), adaptado pelos autores (2025)

Por sua vez, as fontes antropogênicas estão diretamente relacionadas às atividades humanas, que têm contribuído significativamente para o aumento da poluição por MPTs. Dentre essas atividades, destacam-se os processos industriais, como a fundição de metais e a queima de combustíveis fósseis, que liberam elementos como Cu, Zn e mercúrio (Hg) (Quadro 12).

Quadro 12. Principais fontes antropogênicas de MPTs

Fonte	Descrição
Agricultura e florestas	Atividades agrícolas e práticas florestais que introduzem MPTs no ambiente
Processos industriais	Emissões de resíduos provenientes de processos industriais
Fertilizantes e agrotóxicos	Uso de produtos químicos na agricultura, como fertilizantes e agrotóxicos
Descarte de resíduos	Manejo inadequado de resíduos domésticos e industriais
Mineração	Extração e processamento de minerais que liberam MPTs no ambiente
Queima de combustíveis fósseis	Liberação de MPTs por meio da queima de carvão, petróleo e gás

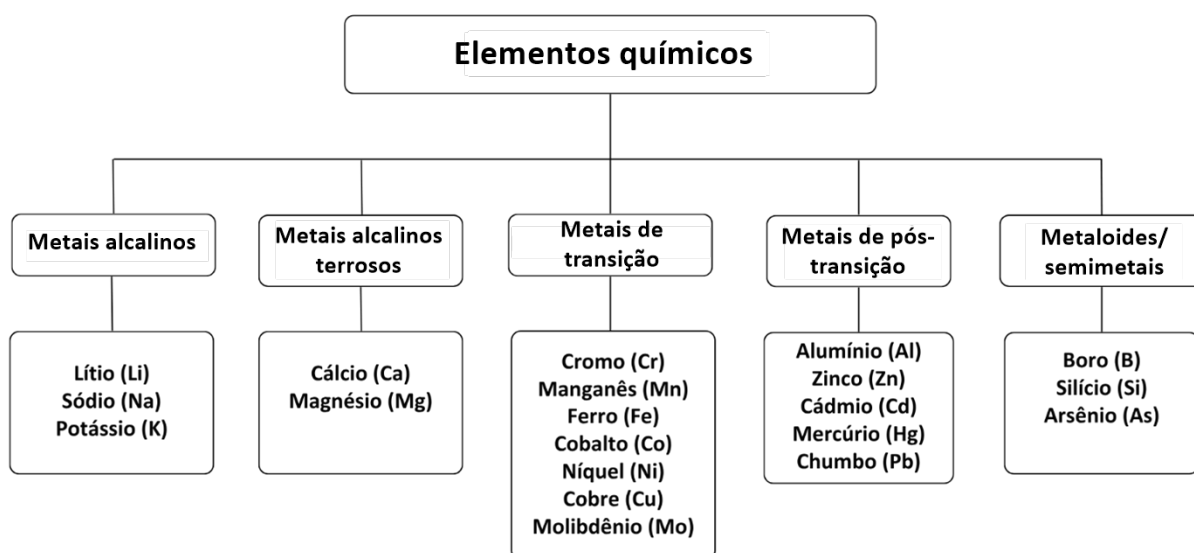
Fonte: Alengebawy *et al.* (2021), elaborado pelos autores (2025)

Os referidos autores destacam, ainda, que a identificação e a atribuição exata da origem desses metais são tarefas desafiadoras, mesmo com o uso de tecnologias avançadas.

Em áreas rurais, os agrotóxicos são empregados em grande quantidade (Filizola *et al.*,

2002), tornando os solos alvos de contaminação capazes de emitir GEEs (FAO, 2021). Nesses produtos agrícolas estão presentes elementos como As, Cd, Pb, Cu e Cr, integrantes do grupo dos metais tóxicos, que compreende os metais e metaloides associados à poluição e à toxicidade, apresentando, geralmente, densidade atômica mais alta que a água (1 g/cm^3), geralmente maior que 5 g/cm^3 (Filizola *et al.*, 2002; Rashid *et al.*, 2023). De acordo com suas características físicas, fisiológicas e químicas, os MPTs são classificados em alguns subgrupos (Rashid *et al.*, 2023) (Figura 15).

Figura 15. Classificação dos elementos metálicos e não metálicos frequentemente encontrados nos solos



Fonte: Rashid *et al.* (2023), adaptado pelos autores (2025)

Parte dos elementos supracitados são altamente nocivos às plantas, aos animais e à saúde humana (Primavesi, 2016), sendo que sua presença em excesso pode manter estreita relação com os Antropossolos. Da mesma forma, a saúde do solo pode ser comprometida e sua biodiversidade impactada negativamente por esses metais em volumes contaminados. Tygel *et al.* (2023) argumenta que a aplicação de substâncias químicas representa um risco elevado para os agricultores, pois os ingredientes e concentrações podem estar deturpados, o que torna seus efeitos e toxicidade difíceis de prever. Conforme Casarini (2001, s/d, s/p),

Uma área contaminada pode ser definida como uma área, local ou terreno onde há comprovadamente poluição ou contaminação causada pela introdução de quaisquer substâncias ou resíduos que nela tenham sido depositados, acumulados, armazenados, enterrados ou infiltrados de forma planejada, acidental ou até mesmo natural. Nessa área, os poluentes ou contaminantes podem concentrar-se em subsuperfície nos diferentes compartimentos do ambiente, como por exemplo no solo, nos sedimentos, nas rochas, nos materiais utilizados para aterrar os terrenos, nas águas subterrâneas

ou, de uma forma geral, nas zonas não saturada e saturada, além de poderem concentrar-se nas paredes, nos pisos e nas estruturas de construções (Cetesb, 2001, s/d, s/p).

Para Filizola *et al.* (2002),

Um solo pode ser considerado “limpo” quando a concentração de um elemento ou substância de interesse ambiental é menor ou igual ao valor de ocorrência natural. Esta concentração é denominada como valor de referência de qualidade e estes números não estão fixados como padrões em legislação (Filizola *et al.*, 2002, p. 79).

Em concentrações adequadas, certos elementos químicos desempenham funções essenciais no metabolismo vegetal, atuando em processos vitais como a fotossíntese, a respiração celular, a síntese de proteínas e a fixação biológica de N (Marschner, 2012). No entanto, tanto sua deficiência quanto seu excesso podem comprometer a saúde das plantas. Em baixas concentrações, esses elementos podem causar sintomas de deficiência mineral e, quando acumulados em níveis tóxicos, interferem no crescimento, no desenvolvimento e na reprodução vegetal, além de afetarem comunidades microbianas do solo e outros organismos edáficos (Alloway, 2013).

Diante desses riscos, a necessidade de estabelecer limites seguros de concentração de elementos químicos nos solos se tornou evidente, especialmente em contextos de uso agrícola, urbano e industrial. Nesse sentido, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da Resolução nº 420, de 29 de dezembro de 2009, dispôs sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas, bem como estabeleceu diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por substâncias tóxicas em decorrência de ações humanas, determinando que cada estado da Federação definisse seus respectivos Valores de Referência de Qualidade (VRQs) (Preston *et al.*, 2014).

No Estado de São Paulo, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb) desenvolveu, em 2001, e atualizou, em 2005, 2014 e 2021, os Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo (Casarini, 2001). Para tanto, o órgão baseou-se em modelos internacionais consolidados, como o holandês (*The Dutch List*), publicado originalmente em 1989 e revisado em 2000 (Holanda, 2000); o alemão (*Bundesbodenschutzverordnung, BBodSchV*), que, em 1999 introduziu valores baseados na toxicidade dos elementos e no risco ao ambiente e à saúde humana (Alemanha, 1999); e o norte-americano (*Soil Screening Levels, SSLs*), estabelecido em 1990 pela Agência de Proteção Ambiental (*USEPA*), com foco em áreas contaminadas e na triagem de risco à saúde humana (*USEPA*, 1996).

Os Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo

incluem 3 níveis principais: o Valor de Referência de Qualidade (VRQ); o Valor de Prevenção (VP); e o Valor de Intervenção (VI). De acordo com a referida companhia, o VRQ diz respeito à

Concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea, que define um solo como limpo ou a qualidade natural da água subterrânea, e é determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos e amostras de águas subterrâneas de diversos aquíferos do Estado de São Paulo. Deve ser utilizado como referência nas ações de prevenção da poluição do solo e das águas subterrâneas e de controle de áreas contaminadas (Cetesb, 2005, p. 2).

O VP, por sua vez, está relacionado à

Concentração de determinada substância, acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea. Este valor indica a qualidade de um solo capaz de sustentar as suas funções primárias, protegendo-se os receptores ecológicos e a qualidade das águas subterrâneas. Foi determinado para o solo com base em ensaios com receptores ecológicos. Deve ser utilizado para disciplinar a introdução de substâncias no solo e, quando ultrapassado, a continuidade da atividade será submetida a nova avaliação, devendo os responsáveis legais pela introdução das cargas poluentes proceder o monitoramento dos impactos decorrentes (Cetesb, 2005, p. 2).

Por fim, o VI corresponde à

Concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerado um cenário de exposição genérico. Para o solo, foi calculado utilizando-se procedimento de avaliação de risco à saúde humana para cenários de exposição Agrícola-Área de Proteção Máxima - APM_{Max}, Residencial e Industrial. Para a água subterrânea, considerou-se como valores de intervenção as concentrações que causam risco à saúde humana listadas na Portaria 518, de 26 de março de 2004, do Ministério da Saúde - MS, complementada com os padrões de potabilidade do Guia da Organização Mundial de Saúde - OMS de 2004, ou calculados segundo adaptação da metodologia da OMS utilizada na derivação destes padrões. Em caso de alteração dos padrões da Portaria 518 do MS, os valores de intervenção para águas subterrâneas serão consequentemente alterados. A área será classificada como Área Contaminada sob Investigação quando houver constatação da presença de contaminantes no solo ou na água subterrânea em concentrações acima dos Valores de Intervenção, indicando a necessidade de ações para resguardar os receptores de risco (Cetesb, 2005, p. 2).

Dessa forma, os valores orientadores têm importância estratégica na interpretação de dados de contaminação e no enquadramento de áreas com histórico de uso agrícola intensivo ou exposição a fontes difusas de metais. Assim, fazer referência aos valores de orientação da Cetesb como critério comparativo torna possível a quantificação do grau de alteração da composição original do solo e oferece embasamento técnico para discussões sobre riscos ambientais no contexto do Antropoceno (Cetesb, 2005). No Quadro 13 é possível observar os valores definidos pela Cetesb.

Quadro 13. Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo (destaque para os MPTs estudados na pesquisa)

Substância	CAS	VRQ	VP	VI Solo mg/kg ⁻¹ (peso seco)			VI Água Subterrânea µg/L
				Agrícola	Residencial	Industrial	
Antimônio	7440-36-0	< 0,5	2	5	10	25	5
Arsênio	7440-38-2	3,5	15	35	55	150	10
Bário	7440-39-3	75	120	500	1.300	7.300	700
Boro	7440-42-8	-	-	-	-	-	2.400
Cádmio	7440-43-9	< 0,5	1,3	3,6	14	160	3
Chumbo	7439-92-1	17	72	150	240	4.400	10
Cobalto	7440-48-4	13	25	35	65	90	70
Cobre	7440-50-8	35	60	760	2.100	10.000	2.000
Cromo total	7440-47-3	40	75	150	300	400	50
Cromo hexavalente	18540-29-9	-	-	0,4	3,2	10	-
Mercurio	7439-97-6	0,05	0,5	1,2	0,9	7	1
Molibdênio	7439-98-7	< 4	5	11	29	180	30
Níquel	7440-02-0	13	30	190	480	3.800	70
Nitrato (como N)	14797-55-8	-	-	-	-	-	10.000
Prata	7440-22-4	0,25	2	25	50	100	50
Selênio	7782-49-2	0,25	1,2	24	81	640	10
Zinco	7440-66-6	60	86	1.900	7.000	10.000	1.800

Fonte: Casarini (2021), adaptado pelos autores (2025)

A adição contínua de MPTs às terras agricultáveis pode resultar em solos muito tóxicos, incapazes de suportar o crescimento e a produtividade das plantas e, quando não são adsorvidos por elas, podem se acumular no solo e persistir por longos períodos (Rashid *et al.*, 2023). Segundo os referidos autores, os MPTs contaminam os agrotóxicos principalmente durante seu processo de fabricação, quando alguns deles são empregados intencionalmente como nanopesticidas, com a finalidade de aumentar a eficiência desses compostos. Os metais mais comuns encontrados nos ingredientes ativos ou na forma de impurezas em agrotóxicos incluem Cu, As, Pb, Hg, Cr, Zn, Al, Li (lítio), Ba (bário), B (boro) e Ti (titânio).

Assim, os MPTs apresentam comportamentos complexos que variam de acordo com uma série de fatores ambientais, como o pH e o tipo de solo, a quantidade de MO e as interações com outros compostos (Jegade, 2019). A mobilidade desses metais está diretamente relacionada ao seu estado químico e à sua solubilidade, já que em solos ácidos, por exemplo, metais como Cr e Al tendem a se dissolver mais facilmente, o que aumenta sua mobilidade. Em contrapartida, em solos com pH mais alto, metais como Pb e As podem se tornar mais insolúveis, diminuindo sua mobilidade (Zhou; Xia; Liu, 2014).

Ademais, conforme Wan *et al.* (2024), a presença de MO no solo pode formar complexos com os MPTs, alterando sua disponibilidade para as plantas. Solos que têm alta concentração de MO, por exemplo, geralmente retêm os metais na fração orgânica, contribuindo para a redução de sua mobilidade.

Os MPTs podem ser encontrados em diferentes formas químicas no solo, o que influencia diretamente sua toxicidade e disponibilidade para as plantas. Quando adsorvidos à superfície de partículas do solo, como argilas e óxidos de Fe e Mn, tendem a ter menor mobilidade, embora esse processo seja reversível, permitindo que eles se mobilizem sob condições específicas (McBride, 1994). Quando estão em formas solúveis, como sais, os MPTs se tornam mais biodisponíveis para as plantas, além de serem mais suscetíveis ao transporte para águas subterrâneas e superficiais (Alloway, 1995).

Os MPTs podem competir com nutrientes essenciais, como o Ca e o Mg, pela absorção pelas raízes das plantas, o que pode agravar os efeitos tóxicos (Kabata-Pendias, 2001). Além disso, a bioacumulação ocorre quando os metais se acumulam nas plantas e entram na cadeia alimentar, podendo ser transferidos para animais herbívoros e, eventualmente, para os seres humanos, resultando em efeitos adversos.

Observando-se as literaturas nacional e internacional sobre este temário (Guerra *et al.*, 2011; Fan *et al.*, 2020; Kästner *et al.*, 2022), percebe-se que as discussões sobre a contaminação de solos por MPTs presentes em agrotóxicos estão postas, mas que tais volumes pedológicos

são insuficientemente abarcados pelos sistemas nacionais de classificação. Conforme sublinham Capra *et al.* (2015), haverá, no futuro, um avanço sobre as pesquisas em solos antropogênicos, com ênfase em sua remediação e manejo relacionados às “pedotecnologias” (*pedotechnologies*) para assegurar a qualidade da vida humana e garantir a proteção ambiental.

Assim, a determinação de MPTs em amostras ambientais, especialmente solos, exige métodos analíticos com alta sensibilidade, precisão e seletividade. Diversas técnicas vêm sendo empregadas com esse objetivo, cada uma com características específicas que determinam sua adequação conforme o tipo de amostra, a concentração esperada e os recursos laboratoriais disponíveis (ALWSCI, 2024).

Dentre as mais utilizadas, destaca-se a espectrometria de massa com plasma indutivamente acoplado (*Inductively coupled plasma mass spectrometry, ICP-MS*), considerada uma das mais sensíveis atualmente. Essa técnica permite detectar metais em concentrações muito baixas, na faixa de partes por bilhão (ppb) e até partes por trilhão (ppt), sendo capaz de analisar múltiplos elementos simultaneamente com alta precisão. Além disso, a *ICP-MS* permite a especiação de certos elementos, como o As, o que é fundamental para compreender sua toxicidade e comportamento ambiental (Nyika *et al.*, 2019).

A espectroscopia de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (*Inductively coupled plasma optical emission spectroscopy, ICP-OES*) é outra técnica amplamente utilizada. Embora apresente limites de detecção mais altos do que a *ICP-MS*, a *ICP-OES* é eficaz para análises de elementos em concentrações moderadas a elevadas, com boa precisão e custo relativamente menor. Ambas as técnicas exigem preparo prévio das amostras por digestão ácida, geralmente seguindo protocolos padronizados, como o método *EPA 3050B (USEPA, 1996)*, que assegura a extração dos metais em formas potencialmente biodisponíveis (ALWSCI, 2024).

A espectroscopia de absorção atômica (*AAS*), análise química que funciona com base na premissa de que os átomos absorvem energia, também representa uma valiosa ferramenta, especialmente em sua forma de forno de grafite (*GFAAS*), que oferece boa sensibilidade para elementos como Pb, Cd e Hg, sendo utilizada principalmente quando se deseja quantificar poucos elementos específicos. Já a versão com chama (*FAAS*) é mais indicada para concentrações elevadas, com menor custo, porém com sensibilidade limitada (ALWSCI, 2024; Maharani *et al.*, 2024).

Para análises em campo ou quando se busca uma triagem rápida, destacam-se técnicas portáteis, como a fluorescência de raios X (FRX; *X-ray fluorescence, XRF*), por ser um método não destrutivo que pode ser aplicado diretamente em amostras sólidas, permitindo a

identificação e quantificação de metais com rapidez, embora apresente menor sensibilidade em comparação aos métodos laboratoriais. Dispositivos de FRX portáteis são especialmente úteis para mapeamento preliminar de contaminação em áreas extensas. Além do equipamento utilizado em campo, há possibilidade de análises de FRX também em laboratório.

A voltametria de redissolução anódica (*Anodic Stripping Voltammetry, ASV*), baseada em princípios eletroquímicos, também pode ser utilizada e se mostra eficaz para a detecção de metais como Pb e Cd em amostras aquosas (ALWSCI, 2024).

Em resumo, a escolha da técnica analítica depende da matriz da amostra, da faixa de concentração dos elementos de interesse e dos requisitos de precisão e portabilidade. Métodos laboratoriais como *ICP-MS* e *ICP-OES* oferecem alta confiabilidade e são recomendados para análises quantitativas detalhadas, enquanto técnicas como *AAS*, *XRF* e *ASV* desempenham papéis importantes em contextos específicos, seja por sua acessibilidade, rapidez ou aplicabilidade em campo (ALWSCI, 2024).

Na pesquisa em tela, considerou-se a análise de 5 MPTs (As, Cd, Pb, Cr e Cu) na respectiva área de estudo, sobretudo devido à sua alta toxicidade e à possibilidade de essas substâncias, quando em excesso, provocarem doenças e demais efeitos adversos no organismo humano (Järup, 2003; Tchounwou *et al.*, 2012).

3.6.1 Arsênio (As)

O As é um metaloide natural encontrado em mais de 200 minerais, sendo obtido como subproduto do tratamento de minérios como Cu e Au (ouro). É usado na produção de ligas, semicondutores e vidrarias. No ambiente, é liberado por processos naturais e atividades humanas, como mineração, aplicação de agrotóxicos, combustão de carvão e madeira e incineração de resíduos sólidos urbanos (Cetesb, 2017).

Sua mobilidade depende das condições químicas e do meio, com potencial para contaminar solos e águas, especialmente em formas solúveis. A exposição humana ocorre principalmente pela ingestão de alimentos e água contaminada, sendo que a exposição crônica está associada a graves problemas de saúde, como lesões dérmicas, câncer (pele, pulmão e bexiga) e doenças cardiovasculares (OMS, 2022). Segundo a Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC), o As inorgânico é classificado como cancerígeno para humanos (Cetesb, 2021).

3.6.2 Cádmio (Cd)

De acordo com a Cetesb (2022), o Cd é um metal encontrado em minérios de Zn, Cu e

Pb, amplamente usado como anticorrosivo, em pigmentos, baterias recarregáveis e componentes eletrônicos. Suas fontes no ambiente incluem processos naturais, como erupções vulcânicas, e atividades humanas, como mineração, produção industrial e uso de fertilizantes fosfatados.

O Cd pode se acumular na atmosfera como partículas suspensas, na água devido à solubilidade de seus sais e em solos, dependendo do pH. A principal via de exposição humana é a alimentação, especialmente vegetais, com fumantes apresentando maior risco devido à acumulação do metal no tabaco. Exposições agudas podem causar sintomas gastrointestinais graves, enquanto exposições crônicas estão associadas a doenças pulmonares, renais e até câncer, sendo classificado pela IARC como carcinogênico para humanos (Cetesb, 2022).

3.6.3 Chumbo (Pb)

O Pb é um metal cinza-azulado encontrado em minérios como o sulfeto de chumbo (PbS) ou galena, que é sua principal fonte comercial. Esse metal tem usos variados, incluindo soldas, revestimentos contra raios X, fabricação de baterias, pigmentos e vidros. Sua aplicação é ampla: 40% do Pb é usado como metal puro, 25% em ligas e 35% na forma de compostos químicos (Cetesb, 2022).

No meio ambiente, o Pb é liberado principalmente por atividades humanas, como fundições e fábricas de baterias. Ele está presente na atmosfera em partículas que podem ser depositadas rapidamente, mas as menores podem viajar grandes distâncias. A proibição do Pb em combustíveis, como a gasolina, reduziu significativamente sua concentração no ar.

De acordo com a Cetesb (2022), no solo, o Pb tende a se acumular nas camadas superficiais devido à deposição atmosférica. Na água, a contaminação ocorre por efluentes industriais e tubulações de materiais contendo Pb, influenciada por fatores como pH e temperatura. A exposição humana ao elemento acontece, sobretudo, pela ingestão de alimentos, poeira ou partículas de tintas antigas à base de Pb, sendo as crianças as mais afetadas.

Mesmo em baixas concentrações, o Pb pode causar sérios danos à saúde, como problemas neurológicos, cardiovasculares, renais e reprodutivos. Crianças expostas ao metal podem apresentar dificuldades de aprendizagem, redução no quociente de inteligência e alterações comportamentais. Não há níveis seguros de exposição ao Pb, segundo a OMS (2024). A IARC classifica os compostos inorgânicos desse elemento como provavelmente cancerígenos para humanos, enquanto os compostos orgânicos são classificados como possíveis cancerígenos.

3.6.4 Cromo (Cr)

Naturalmente, o Cr é encontrado em solos, rochas, água e organismos vivos, mas concentrações significativas no ambiente geralmente resultam de atividades humanas, como mineração, produção de ferrocromo (FeCr) e combustão de combustíveis fósseis. O Cr (VI) é mais tóxico e pode ser transformado em Cr (III) em contato com MO (Cetesb, 2022).

O Cr é um metal acinzentado resistente à corrosão, com diferentes estados de oxidação, sendo mais comuns os estados trivalente (III) e hexavalente (VI). Não ocorre livre na natureza, mas é obtido do minério cromita (FeCr_2O_4), usado principalmente na fabricação de ligas metálicas, tratamento de couro, tintas, pigmentos, preservantes de madeira e galvanoplastia.

A exposição humana ocorre principalmente por alimentos, produtos contendo Cr e em ambientes de trabalho, como mineração e galvanoplastia. Compostos de Cr (VI) são cancerígenos e podem causar falência renal, dermatites e danos ao sistema respiratório, ao passo que o Cr metálico e seus compostos trivalentes (III) não são classificados como cancerígenos pela IARC (Cetesb, 2022).

3.6.5 Cobre (Cu)

Segundo a Cetesb (2022), o Cu é um metal amplamente utilizado devido à sua maleabilidade e versatilidade. É essencial na produção de moedas, fios elétricos, tubulações e ligas metálicas e seus compostos têm aplicações variadas, como controle de algas na água, preservação de madeira, couro e tecidos, além de serem usados como aditivos alimentares.

Naturalmente, o Cu ocorre em formas como sulfetos e carbonatos, e suas emissões ambientais são amplificadas por atividades humanas, como mineração, queima de combustíveis fósseis e práticas agrícolas. Na água, se apresenta em formas solúveis e complexadas.

Embora essencial para organismos vivos em pequenas quantidades, o excesso de Cu pode causar efeitos adversos, sendo que a exposição se dá principalmente pela ingestão de alimentos e água, e níveis elevados podem gerar náuseas, vômitos, dores abdominais e danos ao fígado, especialmente em crianças (Cetesb, 2022).

3.7 Ecotoxicologia: o uso de bioindicadores para testes de toxicidade em solos e a utilização de ácaros como organismos-teste

O solo é reconhecido como um dos ecossistemas mais biodiversos do planeta, abrigando uma enorme variedade de organismos que interagem entre si e com o ambiente, desempenhando papéis fundamentais na manutenção das funções ecossistêmicas (FAO, 2020). Estima-se que em um metro quadrado (m^2) de solo tropical ou temperado existam cerca de 20.000 a 600.000

ácaros; 100.000 a 670.000 colêmbolos; e de 100 a 500 minhocas (Lavelle; Spain; 2001).

Apesar da diversidade de critérios existentes para a classificação da biota do solo, que variam conforme o enfoque ecológico, funcional ou taxonômico, a sistematização mais recorrente nos estudos científicos remonta à proposta de Swift *et al.* (1979), através da qual os organismos edáficos são agrupados com base não apenas em seu tamanho corporal, mas também levando-se em conta aspectos como padrão de mobilidade, hábitos tróficos e o papel ecológico que desempenham no sistema solo (Baretta *et al.*, 2011). Segundo Swift *et al.* (1979), existem três grandes categorias: microfauna, mesofauna e macrofauna (Quadro 14).

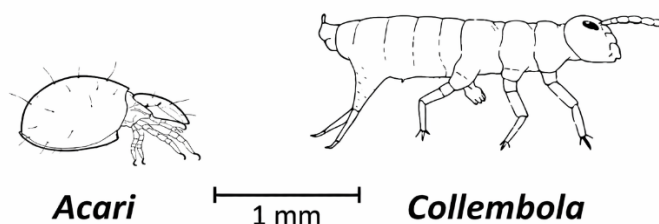
Quadro 14. Classificação da fauna edáfica

Grupo	Tamanho corporal	Exemplos	Principais características
Microfauna	< 0,2 mm	Protozoários e nematoides	Alta mobilidade, vida em poros de água; alimentação microbiana
Mesofauna	0,2 mm - 2,0 mm	Ácaros e colêmbolos	Sensíveis ao manejo; responsáveis pela fragmentação da MO; controle microbiano
Macrofauna	> 2,0 mm	Minhocas, formigas e cupins	Influenciam a estrutura do solo; escavam galerias, promovem bioturbação e mistura de camadas

Fonte: Swift *et al.* (1979), adaptado pelos autores (2025)

A atuação conjunta desses microartrópodes favorece a bioturbação, a decomposição e redistribuição de MO, a ciclagem de nutrientes, a estruturação do solo e a formação de poros, influenciando diretamente a infiltração de água e a aeração (Baretta *et al.*, 2011; Bardgett; Van der Putten, 2014). A FAO (2015), ao destacar os serviços ecossistêmicos prestados pela biodiversidade do solo, enfatiza o papel de organismos como ácaros (*Acari*) e colêmbolos (*Collembola*) na manutenção de sua saúde, sobretudo por sua abundância e diversidade, afirmando que a funcionalidade desses sistemas depende do equilíbrio e da integridade dessas comunidades biológicas (Figura 16).

Figura 16. Desenhos esquemáticos representativos de um ácaro oribatídeo (*Acari*) e um colêmbolo (*Collembola*)



Fonte: Aquino (2006), adaptado pelos autores (2025)

Para além de seu papel funcional, os supracitados organismos vêm sendo cada vez mais utilizados como bioindicadores da qualidade do solo, especialmente por serem sensíveis a mudanças nas condições ambientais, como alterações na umidade, no pH, na textura e no manejo (Lavelle, 1996; Baretta *et al.*, 2007). Eles respondem rapidamente a distúrbios como o uso intensivo de agrotóxicos, o revolvimento do solo e a perda de cobertura vegetal (Giffard *et al.*, 2022). Segundo Baretta *et al.* (2007), os bioindicadores

Consistem em organismos que realizam inúmeras funções no solo, a saber: (a) promovem a fragmentação da serapilheira, que aumenta a área de superfície exposta ao ataque de micro-organismos; (b) melhoram a distribuição da matéria orgânica e nutrientes tanto vertical quanto horizontal da superfície para as camadas mais profundas (minhocas, besouros); (c) constroem galerias, que podem ser feitas pelas minhocas, larvas de insetos, térmitas e formigas, formando canais, que servem para facilitar a penetração das raízes, a aeração e a capacidade de infiltração de água; (d) melhoram a estrutura do solo pelo revolvimento e pela deposição dos seus excrementos, aumentando a estabilidade de agregados à água e ao vento; (e) digerem a celulose, lignina e hemicelulose (colêmbolos, térmitas, ácaros); (f) permitem o controle biológico; e (g) degradam substâncias tóxicas no solo (Baretta *et al.*, 2007, p. 144).

Estudos têm demonstrado que práticas agrícolas convencionais e monocultivos promovem a simplificação dessas comunidades, reduzindo sua diversidade e comprometendo os serviços ecossistêmicos que elas prestam. Em contrapartida, práticas conservacionistas, como o plantio direto, a rotação de culturas e a manutenção de cobertura vegetal, tendem a favorecer a diversidade edáfica, contribuindo para a resiliência do sistema solo (Baretta *et al.*, 2011; FAO, 2015; Malica *et al.*, 2024).

Os colêmbolos, ao lado dos ácaros, representam a maior parte da mesofauna do solo, sendo também fonte alimentar para diversos predadores, como aranhas e coleópteros (Baretta *et al.*, 2011). Esses pequenos artrópodes estão amplamente distribuídos pelo planeta e podem ser encontrados tanto no solo quanto em outros ambientes, tendo grande sensibilidade a alterações ambientais, como a contaminação por MPTs e resíduos de agrotóxicos. Estudos

mostram que áreas mais poluídas tendem a apresentar menor riqueza de espécies (Fiera, 2009) e que colêmbolos respondem negativamente ao uso inadequado do solo e à intensificação das ações antrópicas (Baretta *et al.*, 2008; Baretta *et al.*, 2011). Em florestas nativas de *Araucaria angustifolia*, por exemplo, foi observada maior diversidade de famílias de colêmbolos em comparação a áreas mais degradadas, reforçando sua utilidade como indicador de perturbações no solo (Baretta *et al.*, 2008).

Os ácaros edáficos, por sua vez, desempenham funções essenciais nos ecossistemas subterrâneos, sendo que os oribatídeos (*Oribatida*) se destacam por sua abundância, ampla distribuição geográfica e estreita associação com o microambiente edáfico (Fajana *et al.*, 2019). Suas características biológicas, como o ciclo de vida relativamente longo, baixa fecundidade e dispersão limitada, os tornam particularmente sensíveis a alterações ambientais, o que os qualifica como importantes bioindicadores da qualidade do solo (Behan-Pelletier, 1999).

Nas últimas décadas, diversas espécies de ácaros vêm sendo incorporadas como bioindicadores de qualidade, especialmente para solos contaminados (Fajana *et al.*, 2019). Entre essas, a espécie *Oppia nitens* tem se destacado como um organismo-modelo promissor, principalmente devido à sua facilidade de cultivo, representatividade nos ecossistemas e respostas mensuráveis a diferentes tipos de estressores, como MPTs, agrotóxicos, compostos orgânicos e salinidade do solo (Behan-Pelletier, 1999; Fajana *et al.*, 2019). No entanto, vale destacar que essa espécie de ácaro é restritiva a zonas temperadas (Figura 17), devendo ser empregada com cautela para a avaliação de efeitos toxicológicos (Fajana *et al.*, 2019).

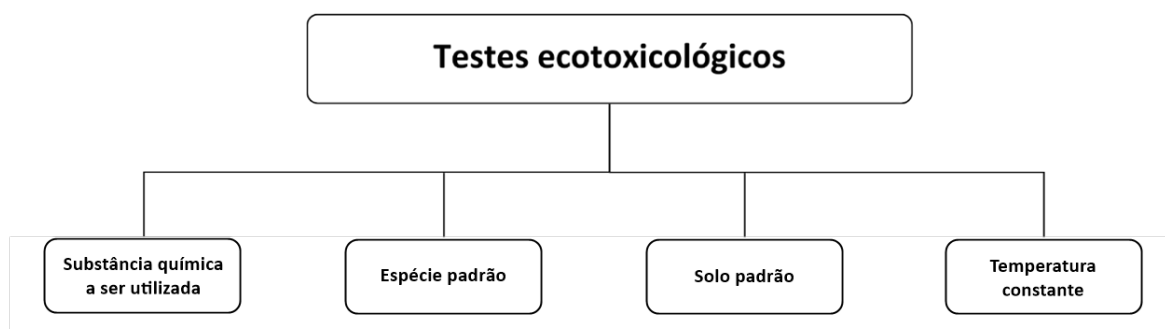
minhocas foram publicados e, em 1984, a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) publicou as diretrizes de teste para os primeiros ensaios de toxicidade internacionalmente padronizados para produtos químicos (Van Gestel, 2012).

Enquanto a ecologia se ocupa das interações entre os seres vivos e o ambiente, a toxicologia investiga como os compostos químicos causam danos aos organismos, buscando entender seus mecanismos de ação (Zagatto; Bertoletti, 2008). Desde a década de 1960, houve uma ampliação do escopo da ecotoxicologia, que inicialmente era voltada para o impacto de poluentes em seres humanos (Carson, 1962). Desde então, a disciplina passou a considerar, também, os efeitos sobre a fauna e flora e, por consequência, o funcionamento dos ecossistemas (Walker, 2006).

Conforme Niva e Brown (2019), a ecotoxicologia terrestre, subárea destinada ao estudo dos problemas decorrentes da contaminação da terra, teve início apenas na década de 1990, ganhando força em território nacional nos primeiros anos do novo milênio.

Atualmente, a ecotoxicologia está consolidada e orientada por protocolos técnicos nacionais e internacionais que asseguram a confiabilidade dos testes e análises laboratoriais (Jegade, 2019). Segundo Magalhães e Filho (2008), os laboratórios seguem normas rigorosas, calibram seus equipamentos com frequência e passam por auditorias constantes, o que garante a padronização e a validade dos dados produzidos. Conforme Jegede (2019), os testes ecotoxicológicos padronizados em laboratório dependem da utilização de 4 fatores (Figura 18).

Figura 18. Elementos fundamentais para testes ecotoxicológicos em laboratório



Fonte: Jegede (2019), adaptado pelos autores (2025)

Conforme Niva e Brown (2019),

Ensaios de ecotoxicidade aguda ou crônica são designados para determinar a curto ou longo prazo, respectivamente, os efeitos da exposição aos contaminantes, tendo uma grande variedade, incluindo crescimento, letalidade e reprodução. Ensaios de ecotoxicidade aguda avaliam respostas rápidas dadas pelo organismo e representam alterações ocorridas imediatamente após a aplicação da substância no ambiente, além

de avaliar a letalidade ou a imobilidade dos organismos-teste, sendo que tais efeitos se manifestam, em geral, num período de 0 a 96 horas. Já nos ensaios de efeito crônico, o efeito da exposição contínua ao agente tóxico presente no ambiente em doses subletais durante um longo período de tempo é avaliado sobre os organismos-teste, observando-se mudanças no metabolismo, morfológicas, crescimento, reprodução, mutações genéticas e até mesmo morte dos organismos-teste (Niva; Brown, p. 26).

Em particular, a ecotoxicologia terrestre visa gerar dados confiáveis para avaliar solos contaminados, utilizando-se de organismos padrão ou espécies autóctones, com o objetivo de caracterizar, fielmente, o risco ambiental decorrente dessas contaminações (Buch *et al.*, 2017). Esses ensaios são capazes de identificar efeitos agudos e crônicos em relação à mesofauna edáfica em solos contaminados, tanto em contextos reais como em situações criadas em laboratório.

As avaliações de risco (AR), realizadas por meio de ensaios ecotoxicológicos, analisam a condição ambiental e a probabilidade de efeitos adversos causados por substâncias antropogênicas lançadas no meio ambiente (Van Leeuwen; Vermeire, 2007). Segundo os referidos autores, as AR de químicos são geralmente realizadas com base em duas perspectivas: a prognóstica ou prospectiva, que prevê os possíveis efeitos que um novo químico pode apresentar após ser liberado no meio ambiente; e a diagnóstica ou retrospectiva, que avalia a dimensão dos danos causados por um químico no meio ambiente. Independentemente do tipo de avaliação, os ensaios utilizam metodologias validadas por padrões internacionais, como os regulamentos da OCDE e da Organização Internacional de Padronização (*International Organization for Standardization, ISO*).

No Brasil, diversos estudos têm utilizado minhocas (*Oligochaeta*) como bioindicadores de contaminação do solo, confirmando que os resultados derivados de pesquisas envolvendo esses organismos são substanciais e podem oferecer respostas promissoras para a previsão de riscos tóxicos em níveis tróficos superiores (Andréa, 2010).

Em seu trabalho, Gomes *et al.* (2016) e Machado (2016) empregaram minhocas da espécie *Eisenia andrei* para testes toxicológicos relacionados ao uso de glifosato e solos de cemitérios contaminados, respectivamente. Esses organismos demonstraram sensibilidade ao agrotóxico e apresentaram alterações em seus processos reprodutivos, sendo que tal constatação ressalta sua capacidade de detectar e evitar compostos químicos no solo, potencialmente auxiliando no monitoramento ambiental de áreas contaminadas.

De maneira similar, Toniolo (2020) utilizou colêmbolos (*Folsomia candida*) em solos naturais e artificiais de Santa Catarina/SC para avaliar o efeito do inseticida fipronil na reprodução desses organismos. O estudo constatou que este composto químico reduz o número

de juvenis nos colêmbolos, especialmente em solos arenosos. Oliveira (2021), ao avaliar a toxicidade crônica do herbicida ametrina na mesma espécie de colêmbolos e em enquitreídeos (*Enchytraeus crypticus*) em solos naturais e artificiais tropicais, observou que a maior presença deste composto se correlacionou com uma diminuição na taxa de reprodução desses organismos. Da mesma forma, Lima (2024), utilizando *Folsomia candida* como bioindicador para a avaliação ecotoxicológica de solo contaminado por necrochorume no município de Rio Claro/SP, concluiu que esse organismo é altamente sensível a compostos derivados da decomposição cadavérica. Consequentemente, foi observada uma redução na reprodução desses seres, indicando toxicidade crônica.

Fontana Neta e Carqueija (2018) observaram que as aranhas também têm potencial para servir como bioindicadores de contaminação por MPTs, uma vez que possuem características biológicas e ecológicas que permitem a bioacumulação desses contaminantes, sendo que suas respostas variam de efeitos subletais a impactos em nível de ecossistema.

No Canadá, Jegede *et al.* (2019) investigaram os efeitos isolados e combinados de 5 metais (Cu, Pb, Zn, Co e Ni) sobre *Oppia nitens*, revelando que o Ni foi o mais tóxico e o Zn, o menos tóxico para a espécie, com os efeitos variando de acordo com a biodisponibilidade dos metais no solo e com as propriedades do substrato (Jegede *et al.*, 2019).

Dentre os parâmetros biológicos utilizados nos ensaios toxicológicos, a taxa de crescimento dos indivíduos tem ganhado destaque como parâmetro de efeito sensível e informativo, por estar diretamente associado à aptidão do organismo e a efeitos de longo prazo nas populações (Van Gestel, 2012; Jegede *et al.*, 2023). Por isso, Jegede *et al.* (2023) avaliaram a inibição do crescimento de ácaros oribatídeos *Oppia nitens* frente à exposição a Cd, Cu, Zn, Pb e ácido bórico em solos artificiais com base em imagens microscópicas, já que uma das características marcantes da supramencionada espécie reside na variação gradual da coloração do tegumento ao longo de seu desenvolvimento, passando de tons claros (âmbar) em indivíduos jovens até tons marrom-escuros em indivíduos adultos maduros.

De acordo com os referidos autores, essa mudança de coloração, associada ao processo de melanização e esclerotização do exoesqueleto, pode ser utilizada como um marcador de crescimento, oferecendo uma alternativa inovadora e não invasiva aos métodos tradicionais de medição baseados em tamanho ou peso. Isso porque o comprometimento do crescimento de um organismo sugere impactos em sua reprodução, sobrevivência e, consequentemente, na funcionalidade do ecossistema.

Não obstante, a utilização de dados ecotoxicológicos obtidos em países de clima temperado pode não refletir as condições de regiões tropicais do planeta, onde as temperaturas

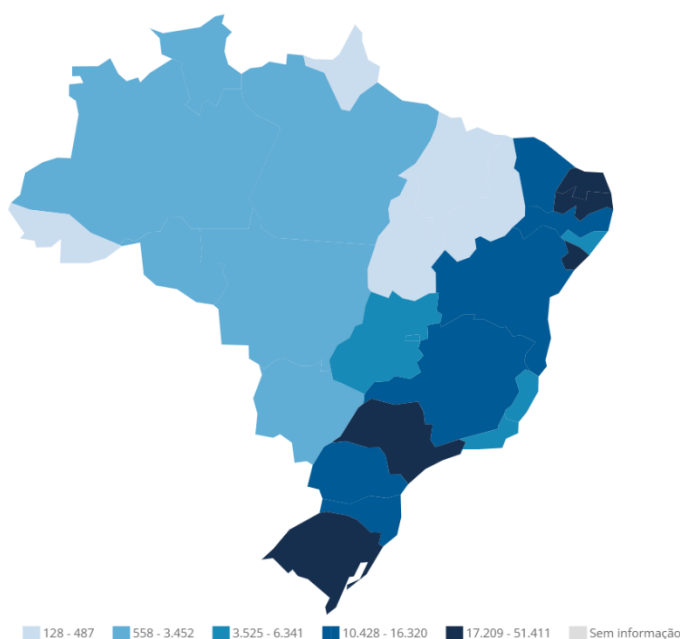
são mais altas e, conseqüentemente, fazem com que a toxicidade de alguns agrotóxicos aumente, provocando impactos maiores na reprodução de organismos-teste, por exemplo (Jegade *et al.*, 2017).

3.8 A cultura da batata-doce no Brasil e no mundo: qual a sua relação com os agrotóxicos?

Os registros mais antigos que se conhecem acerca das raízes de batata-doce (*Ipomoea batatas*), tubérculo pertencente à família botânica Convolvulaceae (Schwerz *et al.*, 2018), datam de aproximadamente 8 a 10.000 anos antes do presente, tendo as Américas Central e do Sul como seus prováveis centros de origem (Embrapa, 2021).

No território brasileiro, a batata-doce é amplamente cultivada e, apesar da diminuição da quantidade produzida, em toneladas, até meados de 1990, na última década esses números têm aumentado, chegando a 14,5 t/ha⁻¹ e colocando o Brasil “em 16º lugar entre os maiores produtores de batata-doce” (Embrapa, 2021) (Figura 19).

Figura 19. Valor de produção da batata-doce no Brasil (mil reais)



Fonte: IBGE (2017)

Os motivos para esta curva ascendente na produção se dão pelo fato de ser um tubérculo bastante popular, de fácil cultivo, nutritivo e muito adaptável (Embrapa, 1995). Ele encontra-se dentro dos 80% dos alimentos de origem vegetal consumidos pela população brasileira, que são representados por 36 alimentos (Anvisa, 2024).

A seleção para o plantio da batata-doce se dá a partir das ramas que passaram por limpeza viral. Em seguida, o cultivo é feito a partir de camalhões, canteiros, montículos e leiras, que são faixas de terreno destinadas ao plantio (Basílio, 2022), cujo ciclo do cultivo, dependendo do fotoperíodo, pode durar de 12 a 35 semanas (Embrapa, 2021).

Para Rós, Tavares Filho e Barbosa (2013), o cultivo de batata-doce pode se dar a partir de preparos convencional ou não-convencional do solo, mas os resultados de seus estudos mostraram que, sob o preparo convencional, a produtividade do tubérculo é aumentada. Essa é, provavelmente, a forma de cultivo mais difundida no país, apesar da consequente degradação do solo através da perda da umidade pelo revolvimento, perda da fertilidade e suscetibilidade à erosão (Rós; Tavares Filho; Barbosa, 2013). Vale destacar que, nos dias atuais, o tubérculo possui profusa diversidade genética, possível de ser observada através das diversas cores, texturas e formatos de cada cultivar (Embrapa, 2021).

Conforme dados do Programa de Análise de Resíduos Agrotóxicos em Alimentos (PARA), promovido pela Anvisa e publicado em 2023, foram analisadas 3.294 amostras de 14 alimentos de origem vegetal representativos da dieta da população brasileira e, dentre eles, a batata-doce (Anvisa, 2023). De acordo com as informações encontradas, das 236 amostras analisadas para o tubérculo, um total de 5 foram consideradas insatisfatórias por apresentarem resíduos não permitidos para a cultura, sendo que, no total, foram detectados 6 agrotóxicos, dentre os 239 pesquisados. Os agrotóxicos azoxistrobina (2 amostras), ciromazina (2 amostras), deltametrina (2 amostras) e tebuconazol (2 amostras) foram os que apresentaram maior número de detecções, retratando a realidade do campo brasileiro, na qual o emprego indiscriminado de agrotóxicos tem sido sinônimo de contaminação (Filizola *et al.*, 2012). Ainda segundo o relatório, as detecções de resíduos não permitidos para a cultura foram relativas aos agrotóxicos ciromazina (2 amostras), deltametrina (2 amostras) e tiametoxam (1 amostra).

Nesse sentido, o trabalho em tela busca caracterizar a presença de MPTs em Antropossolos na Área de Proteção Ambiental (APA) do Timburi, município de Presidente Prudente/SP, por meio da avaliação morfológica e físico-química do solo, utilizando-se de volumes pedológicos de áreas de cultivo de batata-doce sob preparo convencional.

Conforme informações obtidas por meio de um proprietário rural e produtor de batata-doce na APA, a depender das condições climáticas e da época do ano, chega-se a realizar 5 aplicações de agrotóxicos em um ciclo da cultura, sendo: Vertimec® (princípio ativo: abamectina), 1 vez; Eventra® (princípio ativo: fipronil), 1 vez; Glifosato, 1 vez; e outros herbicidas, 2 vezes. Ainda, conforme o referido produtor, aplica-se o inseticida Eleitto® (princípios ativos: acetamiprido e etofenproxi) após 80 dias.

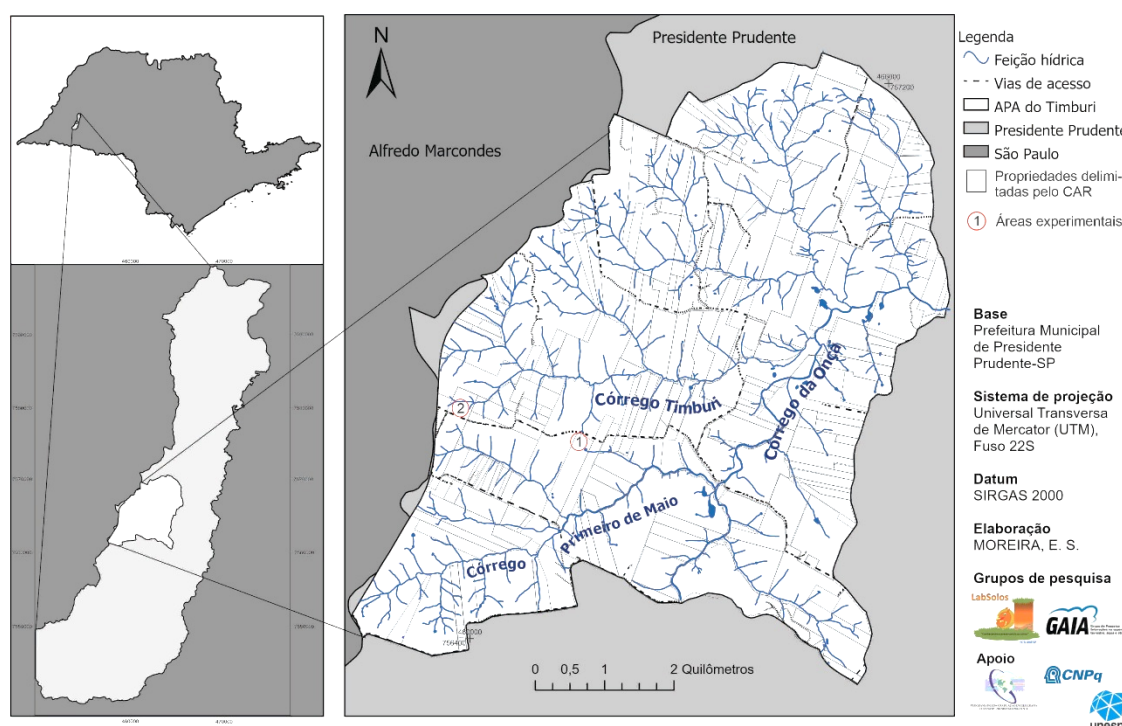
4. FUNDAMENTAÇÃO METODOLÓGICA

4.1 Material

4.1.1 Informações gerais da área de estudo

A APA do Timburi situa-se no município de Presidente Prudente/SP, que está localizado na porção Oeste do Estado de São Paulo, sob as coordenadas UTM aproximadas de 22K 7572522.45 S e 7663236.74 O e 22K 458043.02 S e 466980.98 O (Figura 20). Esta área guarda estreita relação com a ocupação da região a partir da cultura do café, em meados do século XX.

Figura 20. Localização da APA do Timburi no município de Presidente Prudente/SP



Fonte: Nunes *et al.* (2021)

A ocupação acelerada do Oeste Paulista contou com forte estímulo legal, baseando-se no cultivo agrícola e em áreas de pastagem em detrimento de grande parte da Floresta Estacional Semidecidual e de manchas de cerrado (Queiroz Neto, 2001). O resultado de tais atividades materializou-se na forma de intensa mobilização do solo, substituição de culturas preexistentes e revolvimento dos volumes pedológicos para o plantio de culturas sob o modelo convencional de produção.

Conforme o trabalho de Fushimi (2012) sobre o município de Presidente Prudente/SP, diversas foram as alterações ambientais ocorridas na APA, sendo que os níveis de vulnerabilidade predominantes aos processos de degradação são de alta a muito alta intensidade.

Quanto a este fato, chama-se a atenção para a existência das 82 propriedades agrícolas presentes na área, formadas, sobretudo, por agricultores familiares responsáveis pela produção de frutas e hortaliças e criação de gado para corte e leite (Donaton, 2013).

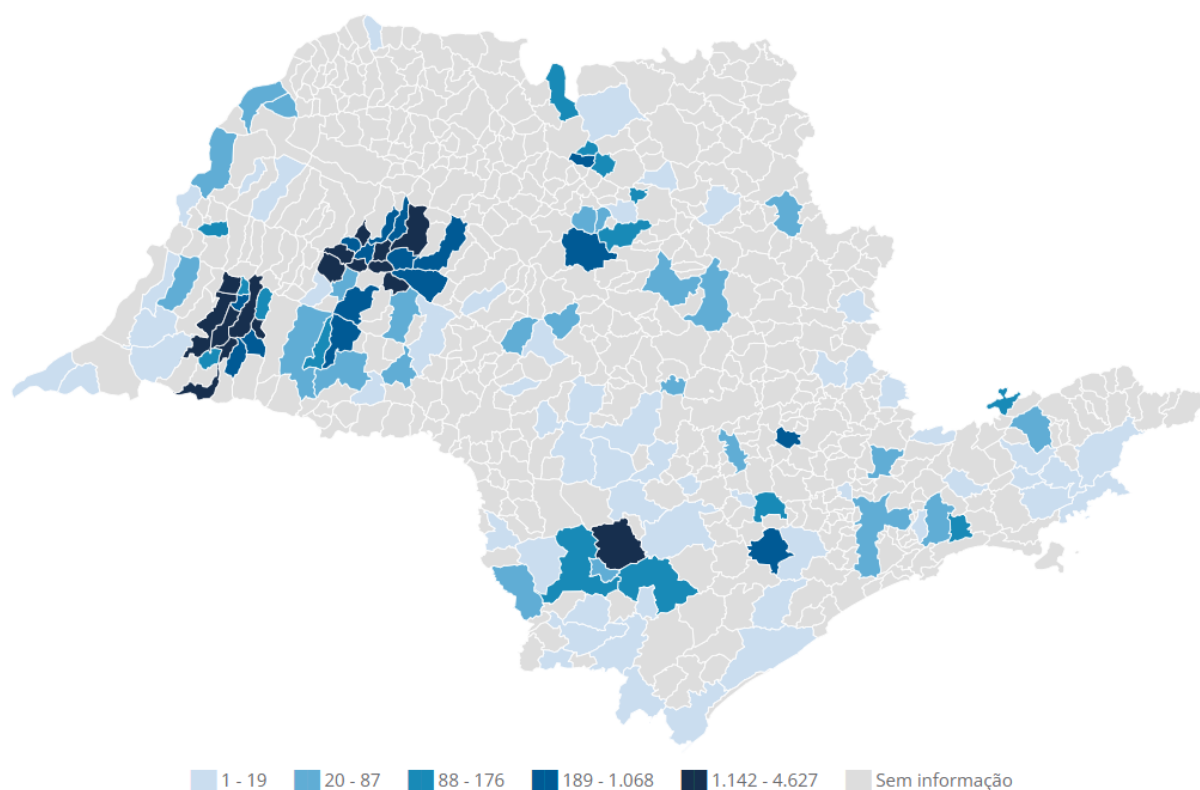
Assim como a APA do Timburi, o município de Presidente Prudente/SP está inserido na morfoestrutura da Bacia Sedimentar do Paraná, onde predominam os arenitos da Formação Adamantina, Grupo Bauru, “constituída por arenitos finos a muito finos, podendo apresentar cimentação e nódulos carbonáticos com lentes de siltitos arenosos e argilitos ocorrendo em bancos maciços” (IPT, 1981, p. 48).

No que diz respeito à unidade morfoescultural, situam-se no Planalto Ocidental Paulista, onde predominam relevos de colinas menores com rugosidade topográfica média, topos convexos, com predomínio de declividades acima de 20%, vertentes convexas, sendo que as côncavas são mais preponderantes nos setores de cabeceiras de drenagem em anfiteatros, vinculados aos canais fluviais de primeira ordem. Isto se reflete nas densidades de drenagem médias, com padrões dendríticos, dimensões interfluviais menores e morfologias de fundos de vales encaixados em V (Nunes; Fushimi, 2010).

A partir do substrato geológico e dos tipos de relevo predominantes, deu-se a formação de Argissolos e Neossolos Litólicos, que indicam alta vulnerabilidade a quadros de degradação, como os processos erosivos e a consequente formação de novos geomateriais (Moreno *et al.*, 2023). Conforme Fushimi (2012), também estão presentes volumes que se associam a Latossolos, Planossolos, Gleissolos e Antropossolos, tendo estes últimos sido recentemente identificados na área (Moreno *et al.*, 2023).

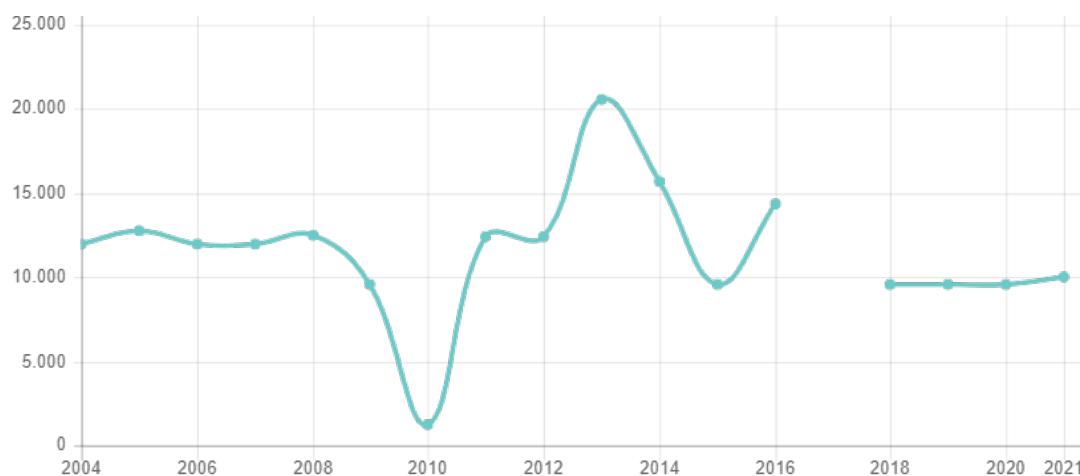
No que diz respeito ao uso da terra e à cobertura vegetal, pode-se afirmar que a área total da APA compreende 4.608,2 hectares e é constituída por áreas de vegetação natural (matas residuais), pastagem (gado bovino e leiteiro) e culturas temporárias, com destaque para a produção de batata-doce. Sobre o cultivo deste tubérculo, Guimarães (2024) informa que, com 180 produtores, atualmente o Oeste paulista é o segundo maior polo produtor de batata-doce no Brasil, sendo que a produção diária engloba cidades como Alfredo Marcondes/SP, Álvares Machado/SP, Caiabu/SP, Martinópolis/SP, Narandiba/SP, Pirapozinho/SP, Presidente Bernardes/SP e Santo Expedito/SP. Além disso, a região de Presidente Prudente/SP ocupa o primeiro lugar na produção do vegetal no Estado de São Paulo (Figuras 21 e 22), sendo que, em 2017, o município em questão registrou valor de produção de batata-doce de 1.142 mil reais, o que corresponde a aproximadamente R\$ 1,14 milhão (IBGE, 2017).

Figura 21. Mapa com os municípios produtores de batata-doce do estado de São Paulo e o valor da produção (mil reais)



Fonte: IBGE (2017)

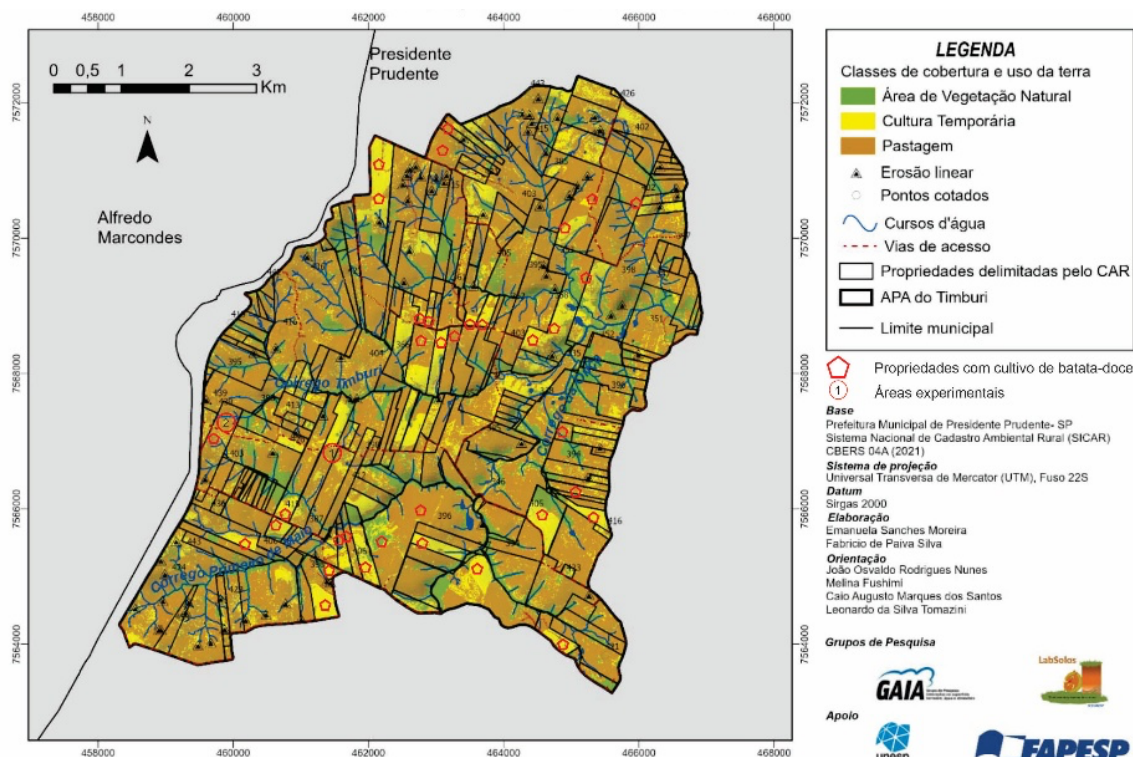
Figura 22. Quantidade de batata-doce produzida no Brasil (em toneladas)



Fonte: IBGE (2023)

Até o presente momento não existem dados quantitativos a respeito das áreas de produção de batata-doce na APA do Timburi, contando-se apenas com a localização das propriedades que têm cultivado o tubérculo (Figura 23).

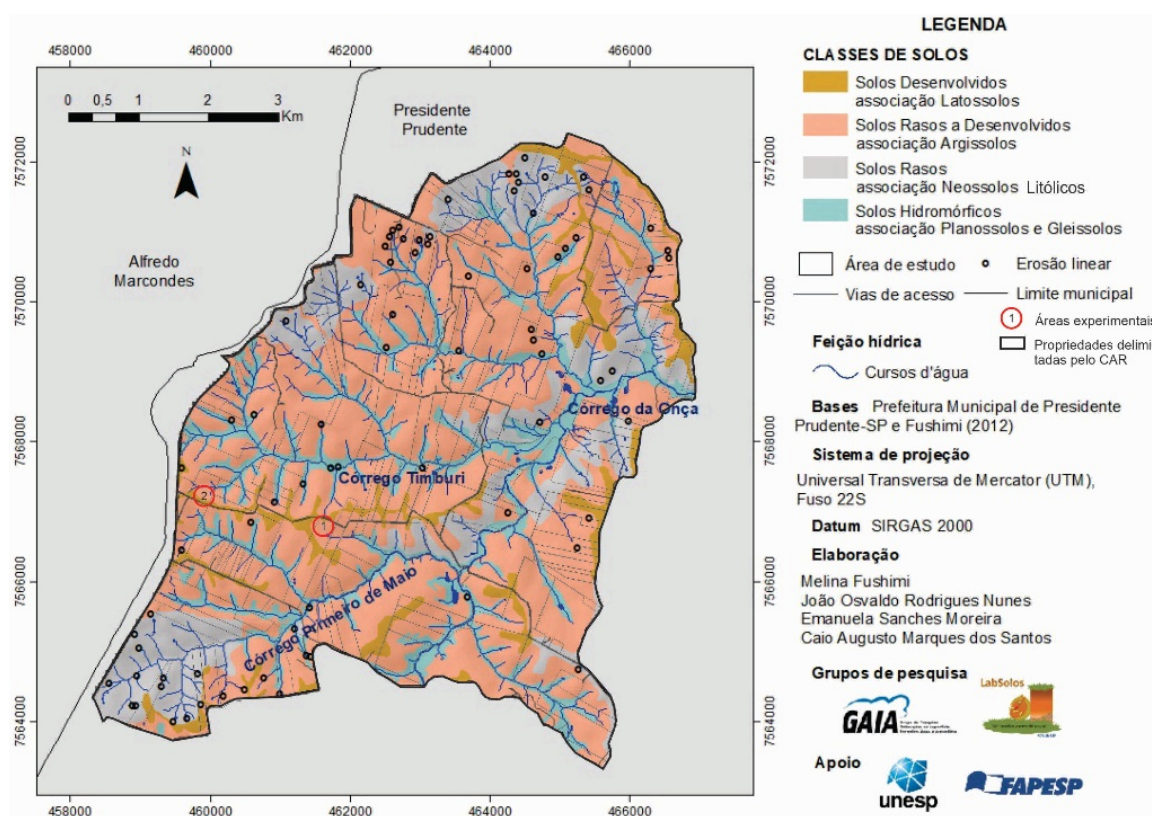
Figura 23. Mapa de cobertura e uso da terra com a localização das propriedades que cultivam batata-doce na APA do Timburi



Fonte: Nunes *et al.* (2021)

Nesse ínterim, pode-se afirmar que a produção é temporária e não permanente, sendo que o aumento ou diminuição da produção anual dependem de vários fatores, como os econômicos (preços de mercado), custos de produção (maquinários e produtos químicos), e naturais (climáticos). Em relação aos solos, mesmo com baixa fertilidade de MO, CO e minerais básicos (Nunes *et al.* 2021), e considerando-se o fato de que a planta é um tubérculo, o predomínio de textura franco-arenosa auxilia no desenvolvimento das ramas, sendo este um aspecto positivo (Figura 24).

Figura 24. Esboço simplificado das principais classes de solos da APA do Timburi



Fonte: Nunes *et al.* (2021)

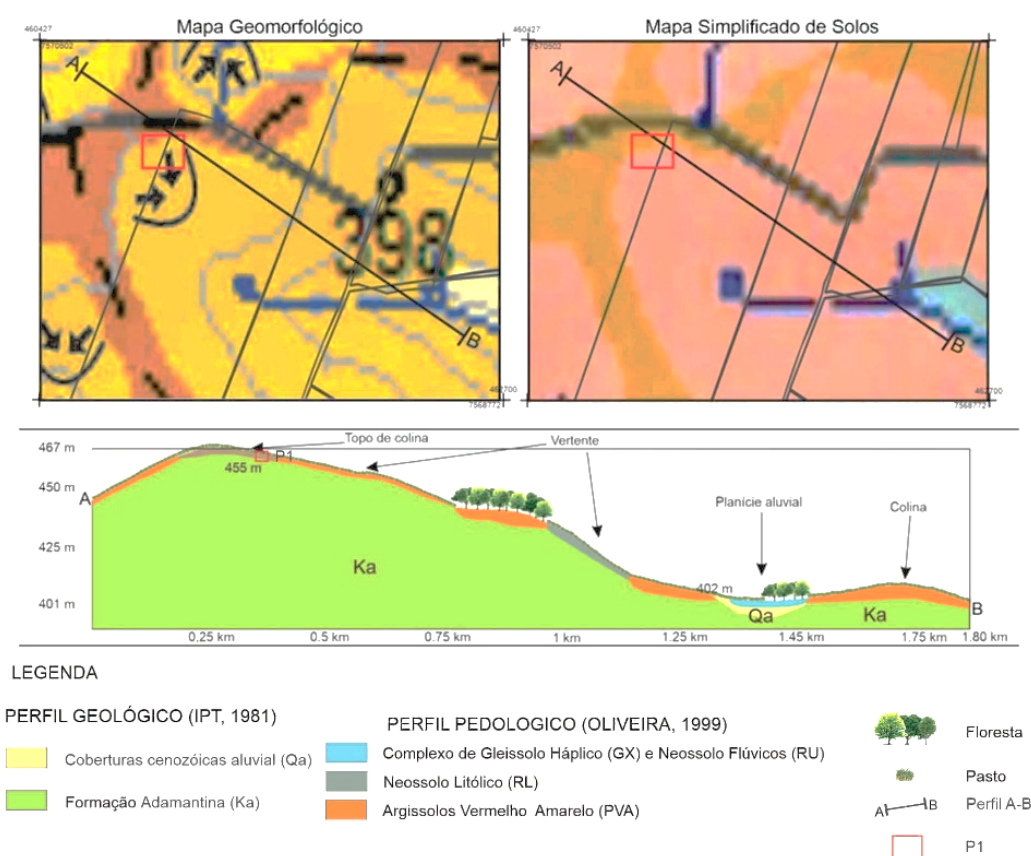
Na região em questão, produzem-se cerca de 30 mil caixas diárias de batata-doce, gerando-se cerca de mil empregos por dia, relacionados a processos que vão desde o plantio até a entrega ao mercado. Ainda, parte da produção é exportada para outros países do Mercosul e também para a Europa (Guimarães, 2024).

De acordo com o mapa de solos, é possível identificar que a maior parte dos cultivos de batata-doce, localizados sob a classe de cultivo temporário, é realizada em relevos colinosos com presença de Latossolos (topos) e principalmente Argissolos (vertentes). No que concerne a estes últimos, devido à presença do horizonte Bt e a consequente duplicação ou mais da quantidade de argila em relação aos horizontes Ap e E, caso o sistema de produção seja convencional, ou seja, utilize agrotóxicos, ureia ou NPK, nos períodos de chuva pode ocorrer a iluviação dos MPTs adsorvidos nas partículas de argila dos horizontes superiores (arenosos) para os inferiores (argilosos) (Pikuła; Stępień, 2021), ocasionando a concentração destes no horizonte Bt. Nesse sentido, somente a partir de constatações de campo e de laboratório em escala local é possível determinar se as alterações antrópicas podem dar origem a Antropossolos.

4.1.2 Amostragem dos perfis de solo na APA do Timburi, Presidente Prudente/SP

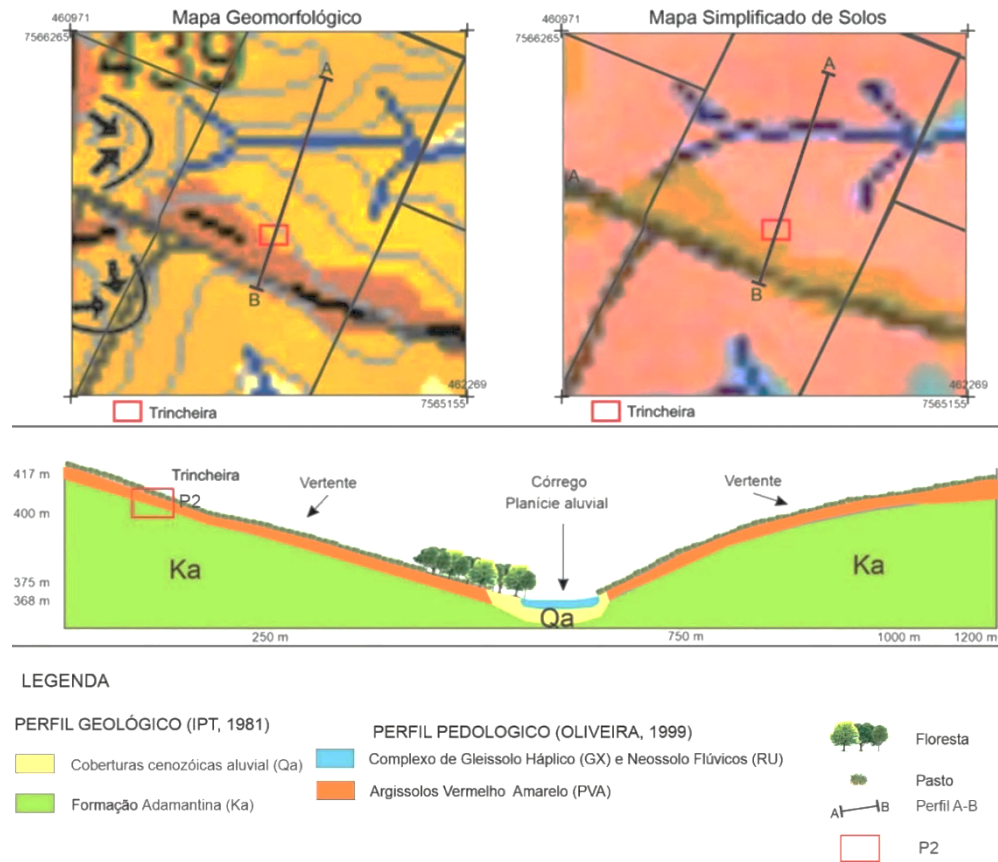
No trabalho em tela foram amostrados os seguintes pontos: Perfil de solo 1 (P1), no topo, sob as coordenadas 22 K 461725.00 m E e 7566794.00 m S; e Perfil de solo 2 (P2), na alta vertente, sob as coordenadas 22 K 459963.00 m E e 7567128.00 m S (Figuras 25 e 26). A distância aproximada entre os 2 pontos é de 1,79 km. Por serem os locais nos quais a cultura da batata-doce é mais comumente plantada pelos agricultores da APA, consideraram-se os supramencionados compartimentos de relevo (Figuras 27, 28, 29 e 30).

Figura 25. Perfil morfodinâmico e local de coleta do Ponto 1 na APA do Timburi



Fonte: Nunes *et al.* (2021)

Figura 26. Perfil morfodinâmico e local de coleta do Ponto 2 na APA do Timburi



Fonte: Nunes *et al.* (2021)

Figura 27. Ponto 1, antes do plantio, localizado na APA do Timburi



Foto: Moreno (2024)

Figura 28. Ponto 1, depois do plantio, localizado na APA do Timburi



Foto: Moreno (2024)

Figura 29. Ponto 2, antes do plantio, localizado na APA do Timburi



Foto: Moreno (2024)

Figura 30. Ponto 2, depois do plantio, localizado na APA do Timburi

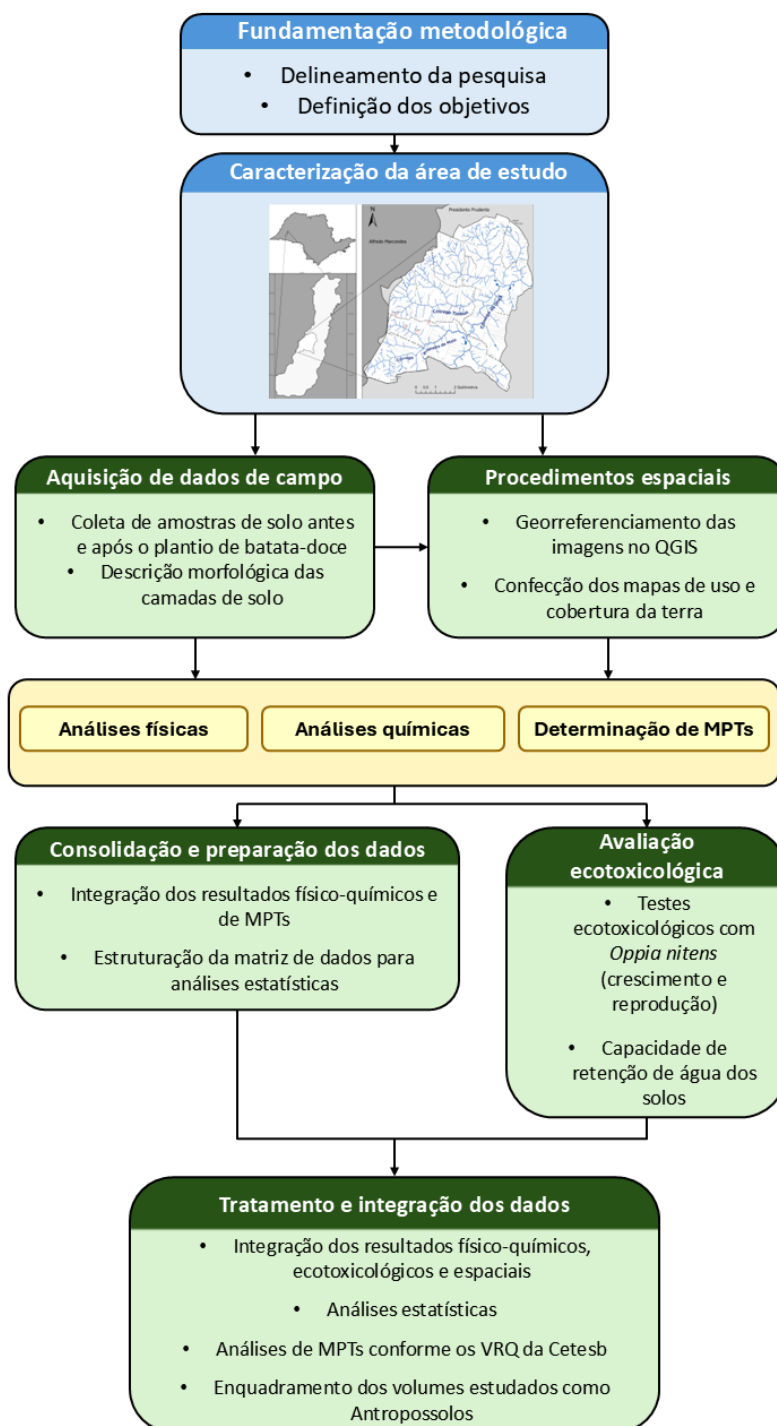


Foto: Nunes (2024)

4.2 Procedimentos metodológicos

Os procedimentos metodológicos adotados nesse trabalho estão sintetizados no fluxograma apresentado na Figura 31, que ilustra as etapas de coleta, caracterização, análise e integração dos dados.

Figura 31. Fluxograma detalhado dos procedimentos metodológicos adotados na pesquisa em tela



4.2.1 Procedimentos de campo

As coletas de amostras de solos para a realização das análises físicas, químicas e de MPTs foram feitas em 2 áreas, através da abertura de trincheiras de tamanho suficiente para que se pudesse avaliar as características morfológicas e coletar material. Assim como o procedimento descrito por Santos *et al.* (2015), as cavidades tiveram, quando possível, dimensões de 1,5 m de comprimento por 1,2 m de largura e 2,0 m de profundidade, aproximadamente, a não ser pelo fato de o perfil não possuir profundidade suficiente. Nas 2 áreas, as trincheiras foram abertas antes (P1: 12 de fevereiro de 2024; P2: 13 de abril de 2024) e depois (P1: 29 de setembro de 2024; P2: 17 de agosto de 2024) do cultivo da batata-doce, cujo número de amostras foi dado pela quantidade de camadas identificadas *in loco* (Figuras 32 e 33).

Figura 32. Limpeza do P1 para a coleta de amostras no dia 12 de fevereiro de 2024



Foto: Moreno (2024)

Figura 33. Coleta de amostras de solo no P2 no dia 17 de agosto de 2024



Foto: Nunes (2024)

A escolha de 2 pontos foi baseada nas formas de relevo (topo e vertente) e nos tipos de solos mais representativos presentes na APA do Timburi, sendo uma amostra em Argissolo e outra em Neossolo. Nas trincheiras expostas, foram coletados anéis de *Kopeck*, 3 repetições por camada, para a determinação da D_s , de acordo com as orientações da Embrapa (Teixeira *et al.*, 2017).

O trabalho de limpeza do perfil, separação das camadas, coleta das amostras para análises físicas e químicas e a descrição morfológica, bem como a classificação dos Antropossolos (Curcio; Lima; Giarola, 2004), foram realizados de acordo com Santos *et al.* (2015). Na descrição morfológica, chave para a classificação dos Antropossolos, foram analisadas: cor; textura; estrutura; profundidade, espessura e transição das camadas; porosidade e consistência (seca, úmida e molhada).

4.2.2 Procedimentos de laboratório

4.2.2.1 Propriedades físico-químicas dos solos estudados

As análises químicas: P(resina), MO, pH, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , $H+Al^{3+}$, SB, CTC e V% foram realizadas no Laboratório de Fertilidade do Solo, município de Ilha Solteira/SP, que possui o Selo de Qualidade do Instituto Agronômico de Campinas (IAC).

As análises para a determinação da Ds e da granulometria foram feitas através do método do anel volumétrico e do método da pipeta, respectivamente, todas de acordo com a Embrapa (Teixeira, 1997). Para a análise da permeabilidade dos solos, utilizou-se o permeâmetro de *Guelph*. Esses procedimentos foram realizados no Laboratório de Sedimentologia e Análise de Solos (LabSolos) da FCT/UNESP Câmpus de Presidente Prudente (Quadro 15).

Quadro 15. Métodos de determinação aplicados aos atributos dos perfis de solo estudados

Atributo químico	Método	Local
P(res)	Extração por resina de troca iônica e determinação por colorimetria	Laboratório de Fertilidade do Solo
MO	Oxidação via úmida por solução sulfocrômica e determinação por colorimetria	Laboratório de Fertilidade do Solo
pH	pH em $CaCl_2$	Laboratório de Fertilidade do Solo
K^+	Extração por resina de troca iônica e determinação por fotometria de chama	Laboratório de Fertilidade do Solo
Ca^{2+}	Extração por resina de troca iônica e determinação por espectrofotometria	Laboratório de Fertilidade do Solo
Mg^{2+}	Extração por resina de troca iônica e determinação por espectrofotometria	Laboratório de Fertilidade do Solo
$H+Al^{3+}$	Determinação em solução tampão SMP a pH 7,5 e extração por solução de cloreto de potássio e determinação por titulometria	Laboratório de Fertilidade do Solo
SB	$SB = K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+}$	Laboratório de Fertilidade do Solo
CTC	Determinação a pH 7	Laboratório de Fertilidade do Solo
V	$100.(SB/CTC)$	Laboratório de Fertilidade do Solo
Atributo físico	Método	Local
Granulometria	Método da pipeta	Laboratório de Sedimentologia e Análise de Solos
Ds	Método do anel volumétrico	Laboratório de

Permeabilidade	Permeâmetro de <i>Guelph</i>	Sedimentologia e Análise de Solos <i>In situ</i>
----------------	------------------------------	--

4.2.2.2 Análise de metais potencialmente tóxicos nos solos estudados

No Laboratório de Análises Ambientais (LABB), em Blumenau/SC, as amostras de solo utilizadas neste estudo foram submetidas à digestão ácida conforme o Método 3050B da USEPA (1996), intitulado *Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils*, e, posteriormente, os metais foram quantificados por ICP-OES, com exceção do Cu, que foi medido conforme procedimento operacional interno do laboratório (PO 205).

O método 3050B foi desenvolvido para a preparação de amostras ambientais destinadas à determinação de metais por técnicas espectrométricas, como a ICP-OES e a espectrometria de absorção atômica com forno de grafite (GFAA) ou com chama (FLAA). O processo consiste em uma digestão ácida vigorosa, mas não total, significando que metais fortemente ligados à matriz silicatada podem não ser completamente extraídos. No entanto, ele é eficaz para quantificar a fração de metais potencialmente biodisponíveis ou ambientalmente móveis, o que o torna adequado para estudos de avaliação de risco ambiental (USEPA, 1996).

A digestão inicia-se com a pesagem de 1 g de solo seco (ou até 2 g, para amostras úmidas), seguida da adição de ácido nítrico concentrado (HNO₃) e peróxido de hidrogênio (H₂O₂ 30%). A mistura é, então, aquecida sob refluxo em um sistema de recuperação de vapores, a fim de promover a oxidação da MO e a solubilização dos metais presentes. Após a evaporação parcial da solução, é realizada a adição de ácido clorídrico (HCl) para digestão complementar, melhorando a solubilidade de elementos como o Pb, quando necessário.

Ao final do processo, o digestato é filtrado por papel de filtro qualitativo (*Whatman* nº 41 ou equivalente), transferido para balões volumétricos de 100 mL e completado com água reagente. As amostras são, por fim, analisadas por ICP-OES (ou outra técnica apropriada), conforme os limites de detecção e os requisitos de qualidade analítica do estudo (USEPA, 1996).

Na pesquisa em tela, a metodologia seguiu os controles de qualidade estabelecidos pela USEPA, sendo que os MPTs estudados foram As, Cd, Pb, Cu e Cr e, para a comparação de suas respectivas concentrações nas amostras de solo, antes e depois do plantio de batata-doce, foram utilizados os Valores Orientadores para Solo e Água Subterrânea definidos pela Cetesb (Casarini, 2001; Cetesb, 2021), que adotou os VRQ, VP e VI para “subsidiar decisões, não só visando a proteção da qualidade dos solos e das águas subterrâneas, mas também o controle da poluição nas áreas já contaminadas e/ou suspeitas de contaminação” (Casarini, 2001, p. 14).

4.2.2.2.1 Análises estatísticas

Análises estatísticas relacionadas aos MPTs foram realizadas no software RStudio, versão 4.5.3 (Gao *et al.*, 2025), no qual foram elaboradas matrizes de correlação entre a fração granulométrica dos solos estudados (areia, silte e argila) e os teores dos MPTs detectados; matrizes de correlação entre os atributos químicos do solo e os teores de MPTs detectados; e análises de componentes principais (*Principal Component Analysis, PCA*) entre variáveis físico-químicas dos solos e os metais detectados.

A análise de correlação da fração granulométrica do solo (areia, silte e argila) e dos teores de MPTs foi realizada através do coeficiente de correlação de Spearman (Tomaz *et al.*, 2022), com o objetivo de se avaliar a relação entre a textura do solo e a distribuição desses elementos, considerando-se a possível não normalidade dos dados ambientais e a heterogeneidade intrínseca dos atributos edáficos.

Embora o tamanho amostral seja reduzido (P1 pré-plantio: $n = 5$; P1 pós-plantio: $n = 3$; P2 pré-plantio: $n = 3$; P2 pós-plantio: $n = 1$), essa abordagem é adequada para estudos pedológicos exploratórios ao longo de perfis de solo, permitindo identificar relações monotônicas entre a granulometria e os teores de MPTs em condições ambientais heterogêneas. Os métodos não paramétricos baseados em postos, como a correlação de Spearman, são recomendados para análises exploratórias de dados ambientais devido à sua robustez frente à não normalidade e à variabilidade típica desses sistemas (Helsel; Hirsch, 2002). Como as amostras correspondem a camadas ao longo dos perfis de solo, a análise apresenta caráter intraperfil, refletindo principalmente o gradiente pedogenético vertical. Assim, as tendências de associação obtidas expressam, sobretudo, o controle textural na distribuição geoquímica dos metais ao longo das camadas do solo.

Inicialmente, os dados foram organizados a partir de 2 arquivos independentes correspondentes às condições pré-plantio e pós-plantio, sendo que os conjuntos de dados foram importados com a função *read.csv()*. Em seguida, foi adicionada uma variável categórica denominada *Período*, com os níveis “pré” e “pós”, permitindo a distinção entre as condições analisadas. Posteriormente, os dados foram combinados em um único *data frame* por meio da função *bind_rows()*, o que possibilitou análises comparativas entre os períodos.

Para a análise estatística, foram selecionadas apenas as variáveis quantitativas, excluindo-se variáveis categóricas ou identificadoras. A matriz de correlação foi então calculada utilizando-se o coeficiente de correlação de Spearman (*method = “spearman”*), ao passo que a opção *use = “complete.obs”* foi adotada, de modo a considerar apenas observações completas em cada par de variáveis.

A visualização das correlações foi realizada por meio de mapas de calor (*heatmaps*), utilizando-se a função *ggcorrplot()*. Os gráficos foram construídos separadamente para as condições pré e pós-plantio, sendo posteriormente organizados lado a lado para facilitar a comparação visual entre os períodos. Foi utilizada uma escala de cores divergente (vermelho-branco-azul), representando correlações negativas, próximas de zero e positivas, respectivamente. A organização dos gráficos em um único painel comparativo, por meio do pacote *patchwork*, possibilitou a análise simultânea das diferenças nas relações entre granulometria e teores de metais antes e após o cultivo.

Por sua vez, a análise de correlação entre os atributos químicos do solo (pH, K, Ca, Mg, H+Al, SB, CTC, V, MO e P-res) e os teores de MPTs detectados foi realizada com o objetivo de identificar possíveis associações entre a fertilidade do solo e a distribuição desses elementos, a partir da base de dados contendo as amostras coletadas antes e após o cultivo de batata-doce (P1 pré-plantio: n = 5; P1 pós-plantio: n = 3; P2 pré-plantio: n = 3; P2 pós-plantio: n = 1).

Foram utilizadas 2 bases de dados independentes, correspondentes aos períodos pré e pós-plantio. Inicialmente, os dados passaram por um processo de pré-tratamento, no qual todas as variáveis foram convertidas para formato numérico por meio da função *mutate()* do pacote *tidyverse*, de modo a garantir a compatibilidade com as análises estatísticas. Durante essa etapa, valores não numéricos ou inconsistentes foram automaticamente convertidos em *NA*, sendo posteriormente tratados como dados ausentes nas análises.

Em seguida, as variáveis foram organizadas em 2 grupos: atributos químicos do solo e os metais detectados. A partir dessa organização, foi desenvolvida uma função específica para o cálculo de matrizes de correlação cruzada, utilizando-se o coeficiente de correlação de Pearson, com a opção *use = "complete.obs"*, de forma a considerar apenas as observações completas para cada par de variáveis. Esse procedimento permitiu a obtenção de matrizes retangulares, nas quais as linhas correspondem aos atributos químicos do solo e as colunas aos teores de metais.

As matrizes de correlação foram calculadas separadamente para os períodos pré e pós-plantio, com o intuito de se identificar possíveis alterações nas relações entre as variáveis. A visualização dos resultados foi realizada por meio de mapas de calor (*heatmaps*), elaborados com o pacote *corrplot*, nos quais os coeficientes de correlação foram representados por uma escala de cor azul, em que a intensidade dos tons indica associações positivas ou negativas.

Adicionalmente, os valores numéricos dos coeficientes foram inseridos diretamente nas células do gráfico, permitindo uma interpretação mais precisa da intensidade e direção das associações.

Para possibilitar a comparação direta entre os períodos analisados, os *heatmaps* referentes às condições antes e depois do cultivo foram apresentados de forma conjunta, mantendo a padronização visual, incluindo escala de cores e parâmetros gráficos.

Por fim, a PCA foi empregada com o objetivo de sintetizar a variabilidade conjunta dos atributos físicos, químicos e dos teores de MPTs nos solos, considerando-se tanto as condições anteriores quanto posteriores ao cultivo. Inicialmente, os dados foram organizados contendo as variáveis granulométricas (areia, silte e argila), Ds, P(res), MO, pH, K⁺, Ca, Mg, H+Al e os teores dos metais detectados, sendo que as variáveis de SB, CTC e V% foram desconsideradas por serem derivadas e causarem colinearidade. Para a leitura e o processamento dos dados, foram utilizados os pacotes *tidyverse*, *FactoMineR* e *factoextra*.

Para a execução da PCA, foram considerados separadamente os conjuntos de dados correspondentes às condições antes e depois do cultivo, bem como um conjunto combinado contendo todas as observações. Em todos os casos, a matriz de dados foi previamente tratada de forma a incluir exclusivamente variáveis numéricas. Para isso, a coluna de identificação das amostras (Perfil) foi removida e todas as variáveis foram convertidas para o tipo numérico. Em seguida, procedeu-se à verificação da consistência dos dados, sendo removidas variáveis com variância nula, bem como aquelas com ausência total de dados, a fim de se evitar distorções na análise multivariada.

A PCA foi conduzida com base na matriz de correlação, mediante padronização das variáveis (média zero e variância unitária), utilizando-se a função PCA do pacote *FactoMineR*. Esse procedimento permitiu a eliminação de efeitos de escala decorrentes das diferentes unidades e amplitudes das variáveis analisadas, garantindo comparabilidade entre atributos físicos, químicos e os teores de metais. As análises foram realizadas tanto de forma individual (antes e depois do cultivo) quanto de forma conjunta, possibilitando a avaliação integrada das mudanças no sistema solo decorrentes do manejo.

Para a PCA combinada, os conjuntos de dados foram integrados em uma única matriz, sendo criada uma variável categórica adicional para distinguir as amostras em função do momento de coleta (antes e depois do cultivo). Adicionalmente, a variável de identificação original das amostras, que continha informações combinadas de perfil e tempo (por exemplo, “P1antes” e “P2depois”), foi decomposta em duas variáveis independentes: uma representando o perfil do solo (P1 e P2) e outra representando o tratamento (antes e depois). Essa abordagem permitiu uma análise mais robusta das diferenças pedogenéticas e dos efeitos do cultivo.

A representação gráfica dos resultados foi realizada por meio de *biplots* bidimensionais, considerando-se os 2 primeiros componentes principais. Nos gráficos, as amostras foram

representadas como pontos e as variáveis como vetores, possibilitando a interpretação simultânea da distribuição das amostras e da contribuição dos atributos para a variabilidade observada. Nesse contexto, foram adicionadas elipses de confiança para evidenciar a dispersão e o agrupamento das amostras em cada categoria. Essa estratégia permitiu identificar padrões multivariados associados tanto às características intrínsecas dos perfis quanto às alterações promovidas pelo cultivo.

Considerando-se o número reduzido de observações, a PCA foi interpretada com caráter exploratório, sendo utilizada como ferramenta para identificar tendências, associações entre variáveis e possíveis gradientes pedogenéticos e geoquímicos no sistema solo, sem pretensão de inferência estatística generalizável.

4.2.2.3 Testes de toxicidade realizados na Universidade da Califórnia, Davis, durante o período de BEPE - FAPESP

Os testes de toxicidade foram realizados no Laboratório do Professor Ph.D. Olukayode Jegede, no Prédio de Medicina Veterinária 3, da Universidade da Califórnia, Davis, EUA. Os espécimes utilizados foram obtidos de culturas mantidas no mesmo estabelecimento, seguindo o protocolo descrito por Jegede *et al.* (2019).

Os volumes pedológicos, coletados na APA do Timburi, foram enviados do município de Presidente Prudente/SP para a Universidade da Califórnia, em Davis, EUA, no dia 18 de abril de 2025, em concordância com o estabelecido pelo setor de Proteção e Quarentena Vegetal (*Plant Protection and Quarantine, PPQ*), vinculado ao Serviço de Inspeção de Saúde Animal e Vegetal (*Animal and Plant Health Inspection Service, APHIS*) (*USDA; APHIS, 2025*). Como os solos podem servir de meio de transporte para uma gama de organismos nocivos, como fungos e outros agentes biológicos, a entrada de geomateriais estrangeiros nos EUA exige uma permissão prévia emitida pelo *PPQ*, geralmente por meio do formulário *PPQ 525A*, destinado a solicitações de importação de solo para fins científicos ou analíticos. A aprovação dessa permissão depende do cumprimento de uma série de exigências, como a indicação do local de origem do solo, do destino, do tipo de análise a ser realizada e da comprovação de que o material será manipulado em um laboratório aprovado e autorizado a manter amostras em condições de contenção biológica apropriadas (*USDA; APHIS, 2025*).

Tendo chegado ao supracitado laboratório no dia 23 de maio de 2025, as amostras foram submetidas à autoclave a 121 °C (250 °F) por no mínimo 30 minutos sob pressão de 15 psi (libras por polegada quadrada), também em conformidade com as diretrizes da *USDA* e *APHIS* (2025). Para que as preparações para os testes pretendidos fossem iniciadas, deparou-se com a

necessidade de renomear as amostras de solo para o inglês, principalmente para a compreensão dos resultados por parte do supervisor na UC Davis. Apesar da obtenção de 20 amostras, utilizaram-se, preferencialmente, as camadas superficiais (0-20 cm), nas quais os organismos edáficos se desenvolvem ou, ao menos, deveriam se desenvolver (Fajana *et al.*, 2019) (Quadro 16).

Vale ressaltar que, em razão da necessidade de “solos-controle” para os testes ecotoxicológicos, ou seja, sem registros de atividades humanas dentro de um período considerável, utilizou-se de volumes advindos de uma área de mata residual da APA do Timburi, Presidente Prudente/SP, sob as coordenadas 22 K 460760.00 m E e 7566454.00 m S, ainda que não tenham sido escopo da pesquisa desenvolvida no Brasil. Ademais, utilizou-se de uma amostra advinda de um terceiro ponto de amostragem, localizado sob as coordenadas 22 K 460356.00 m E e 7566602.00 m S, representante da baixa vertente, na mesma área de estudo, sobretudo para que fosse possível analisar, nos testes, o desempenho de solos advindos de diferentes compartimentos de relevo. Os volumes foram armazenados em temperatura ambiente (25° C) até serem utilizados nos testes (Figuras 34 e 35).

Quadro 16. Amostras de solo da APA do Timburi utilizadas nos testes ecotoxicológicos, com sua equivalência em inglês

Ponto de coleta	Camada/Nome da amostra em português	Equivalência em inglês
Pré plantio de batata-doce		
1	E1	<i>P1 pre-planting^a</i>
1	E2	
2	E1	<i>P2 pre-planting^a</i>
2	E2	
3	C1	<i>P3 pre-planting</i>
Pós plantio de batata-doce		
1	Ap	<i>P1 post-planting</i>
2	Ap	<i>P2 post-planting</i>
Solos de mata nativa		
M ^b	O ^c	<i>Natural soil OA^d</i>
M ^b	A ^c	
M ^b	A/E	<i>Natural soil A/E^d</i>

^a nos dois pontos, as camadas E1 e E2 foram mescladas para as análises ecotoxicológicas; ^b mata nativa; ^c as camadas A e O foram mescladas para as análises toxicológicas; ^d as amostras *Natural soil OA* e *A/E* advêm do mesmo perfil de solo.

Figura 34. Amostras de solo da APA do Timburi recém-chegadas do Brasil



Foto: Moreno (2025)

Figura 35. Detalhe da amostra P2 *post-planting*

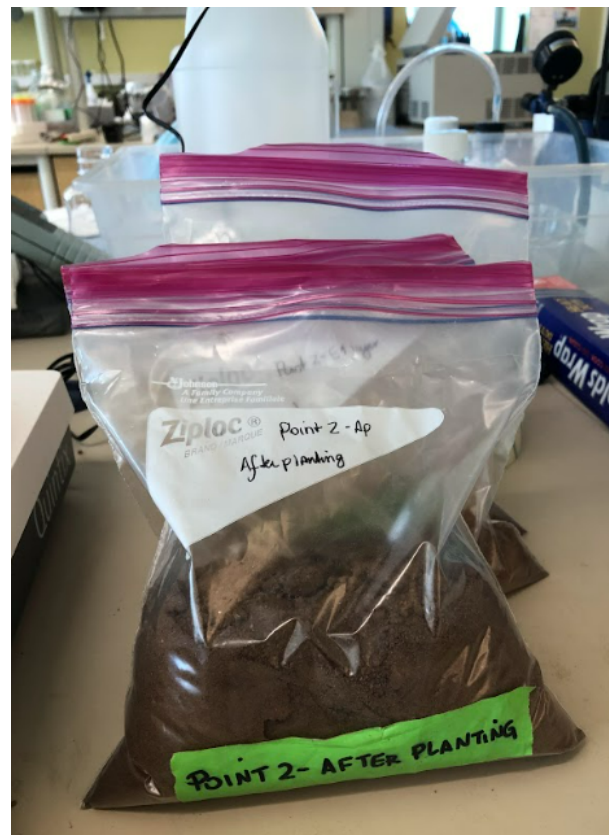


Foto: Moreno (2025)

Antes da obtenção dos resultados sobre a quantificação dos MPTs presentes nos solos da APA do Timburi, pretendia-se, no supracitado laboratório, avaliar a toxicidade desses metais presentes nos volumes pedológicos antes e depois do plantio da batata-doce, medindo-se a fração bioacessível do solo. No entanto, em concordância com os resultados obtidos, tal etapa não se fez necessária.

Os testes de toxicidade foram realizados utilizando-se o ácaro oribatídeo *Oppia nitens* como organismo padrão de teste. Os organismos foram expostos aos solos contaminados seguindo protocolos padronizados para *O. nitens* (ISO, 2020), sendo que os testes foram realizados como avaliação de dose-resposta diluindo, em série, o solo contaminado com solo não contaminado (controle). Em seguida, avaliaram-se os efeitos subletais (crescimento e reprodução) e letais (sobrevivência) dos organismos nos solos contaminados em relação aos controles.

Como elemento químico-teste utilizou-se Cd, um dos MPTs alvo da pesquisa em questão e conhecido por ser altamente tóxico e carcinogênico, com uma meia-vida biológica

excepcionalmente longa (Salam *et al.*, 2020). Por sua toxicidade, representa uma ameaça significativa à quantidade e à diversidade de microrganismos do solo, sendo um dos metais mais tóxicos para os ácaros (Fajana *et al.*, 2019).

A CRA das amostras de solo preparadas para testes ecotoxicológicos foi determinada utilizando-se de 3 tubos de ensaio com ambas as extremidades abertas, conforme Kamoun *et al.* (2017). As partes inferiores dos tubos foram cobertas com um pedaço de papel de filtro (*Whatman* nº 6, malha de 112 mm), fixado com elásticos. Uma quantidade definida de 5 g para cada uma das replicatas das amostras foi colocada em cada tubo capilar, preenchendo aproximadamente metade de seu volume (Figuras 36 e 37).

Figura 36. Tomada da CRA das amostras dos solos estudados



Foto: Moreno (2025)

Figura 37. Vista de cima dos tubos de ensaio durante a tomada da CRA



Foto: Moreno (2025)

Os tubos foram posicionados dentro de um béquer com 50 ml de água, de modo que o nível da água ultrapassasse o topo da quantidade de solo. Os recipientes permaneceram na água entre 1 e 2 horas, até que o solo ficasse saturado e a água fosse visivelmente observada acima de sua superfície.

Em seguida, deixou-se o volume de material saturado drenar por um período de 2 horas, tendo os tubos sido posicionados sobre uma camada de areia de quartzo úmida e finamente

moída. Após a drenagem, pesou-se o solo saturado em uma balança e a CRA foi, então, determinada subtraindo-se o peso inicial do solo, ou seja, 5 g, de seu peso final, dividindo-se esse valor pelo peso inicial e multiplicando-o por 100%. Todo o procedimento foi repetido 3 vezes e a média dos 3 valores foi calculada para a obtenção da CRA média de cada solo (Tabela 1).

Tabela 1. Capacidade de retenção de água das amostras utilizadas nos testes ecotoxicológicos com ácaros *Oppia nitens*

Amostra de solo	Peso inicial	Peso final	Massa de água	CRA	CRA Média
		g			%
<i>Natural soil A/E 1</i>	5	6,29	1,29	25,8	25
<i>Natural soil A/E 2</i>	5	6,29	1,29	25,8	
<i>Natural soil A/E 3</i>	5	6,18	1,18	23,6	
<i>Natural soil OA 1</i>	5	6,27	1,27	25,4	24,8
<i>Natural soil OA 2</i>	5	6,05	1,05	n ^a	
<i>Natural soil OA 3</i>	5	6,21	1,21	24,2	
<i>Point 1 pre-planting 1</i>	5	6,3	1,3	26	26,6
<i>Point 1 pre-planting 2</i>	5	6,41	1,41	28,2	
<i>Point 1 pre-planting 3</i>	5	6,28	1,28	25,6	
<i>Point 1 post-planting 1</i>	5	6,16	1,16	23,2	23,2
<i>Point 1 post-planting 2</i>	5	6,19	1,19	23,8	
<i>Point 1 post-planting 3</i>	5	6,13	1,13	22,6	
<i>Point 2 pre-planting 1</i>	5	6,83	1,83	36,6	37,9
<i>Point 2 pre-planting 2</i>	5	6,98	1,98	39,6	
<i>Point 2 pre-planting 3</i>	5	6,88	1,88	37,6	
<i>Point 2 post-planting 1</i>	5	6,79	1,79	35,8	35,8
<i>Point 2 post-planting 2</i>	5	6,74	1,74	34,8	
<i>Point 2 post-planting 3</i>	5	6,84	1,84	36,8	
<i>Point 3 pre-planting 1</i>	5	6,08	1,08	21,6	22,1
<i>Point 3 pre-planting 2</i>	5	6,13	1,13	22,6	
<i>Point 3 pre-planting 3</i>	5	6,11	1,11	22,2	

^a não considerado.

4.2.2.3.1 Teste de crescimento com ácaros oribatídeos *Oppia nitens*

No teste de “inibição de crescimento” foram utilizados ácaros oribatídeos *Oppia nitens* expostos a diferentes concentrações de Cd, apoiando-se numa metodologia inovadora baseada na análise da mudança de coloração do tegumento como indicador direto para o crescimento, conforme Jegede *et al.* (2023).

Dos cultivos do laboratório do Prof. Ph.D. Olukayode Jegede, foram selecionados ácaros adultos por possuírem o mesmo formato e essa característica facilitar a medição de eventuais diferenças de crescimento nessa fase (Jegede *et al.*, 2023). As fotos dos ácaros foram

capturadas com ampliação de 3 vezes (*mag 3x*) utilizando-se de uma câmera *Amscope* acoplada a um estereomicroscópio, sendo que as imagens capturadas foram visualizadas no computador. As fotos foram tiradas repetidamente para garantir a obtenção de imagens claras e nítidas dos ácaros.

Os arquivos de imagem foram salvos no formato PNG (*Portable Network Graphics*) e, em seguida, a imagem foi carregada no site <https://color.adobe.com/create/image>, onde a cor dos ácaros foi extraída e associada a um código de cor hexadecimal (*Hex*) correspondente. O código de cor hexadecimal foi, então, interpretado no site <https://color-hex.org/>, sendo que as cores representadas foram: vermelho, verde e azul (*RGB*); ciano (*C*), magenta (*M*), amarelo (*Y*) e preto (*K*) do sistema *CMYK*; e matiz (*H*), saturação (*S*), valor (*V*) e luminosidade (*L*), do modelo *HSV/L*.

As amostras de solo utilizadas neste teste foram: *P1 pre-planting*, *P1 post-planting*, *P2 pre-planting*, *P2 post-planting*, *P3 pre-planting* e solo de mata (que serviu como material de referência). Os solos foram contaminados com Cd nas concentrações de 200 mg/kg e 400 mg/kg. Para garantir que os organismos não morressem durante o experimento, a maior concentração de Cd utilizada (400 mg/kg) foi uma concentração subletal. Tal concentração corresponde aos valores de CE_{50} (concentração efetiva para 50% de reprodução), conforme descrito por Fajana *et al.* (2020). Assim, para cada replicata das amostras de solo, 3 g foram contaminados com 200 mg/kg e 400 mg/kg de Cd. Os solos foram, então, umedecidos até 60% de sua CRA (Figuras 38 e 39).

Figura 38. Pesagem de amostra de solo para o teste de toxicidade



Foto: Moreno (2025)

Figura 39. Detalhe das amostras já contaminadas com Cd



Foto: Moreno (2025)

Para preparar cada replicata da concentração de 200 mg/kg, o solo contaminado com 400 mg/kg de Cd foi diluído pela metade. Para os solos-controle e para cada replicata não foi adicionado Cd. Posteriormente, 5 grãos de fermento biológico seco (*Saccharomyces cerevisiae*) e 1 gota de água foram adicionados a cada amostra, ao passo que 5 ácaros adultos de coloração âmbar foram colocados em 3 g de solo contaminado ou controle, com 3 replicatas por tratamento. Antes da inserção dos ácaros, 2 fotos foram tiradas por amostra e armazenadas no computador para a determinação dos valores de cor no dia zero (Dia 0).

O teste foi mantido sob condições constantes: 21 °C, 50-60% de umidade, intensidade luminosa superior a 800 lx e fotoperíodo de 16:8 h claro/escuro (Jegade *et al.*, 2020). O experimento foi conduzido de 3 de junho (Dia 0) a 17 de junho de 2025 (Dia 14). Durante esse período, os ácaros foram extraídos de cada amostra de solo com um pincel fino, ao passo que suas fotos foram capturadas e armazenadas no computador. Esse processo ocorreu nos dias 3, 6 e 9, antes da medição final no dia 14. No último dia, fotos dos ácaros foram novamente capturadas e armazenadas. As imagens foram analisadas e os valores de cor correspondentes

foram calculados para determinar as mudanças na coloração.

As mudanças de cores foram obtidas subtraindo-se seus valores no dia 14 dos valores no dia 0. Esse processo foi realizado para as cores vermelho, verde, azul e luz (*RGBL*), porque os valores das colorações no dia 14 eram menores do que no dia 0. No entanto, para o preto (*key-black*), os valores das cores no dia 0 foram subtraídos dos valores das cores no dia 14, já que, nesse caso, os valores no dia 14 eram maiores que no dia 0.

Para calcular a variação de crescimento, após a determinação da mudança de cor, cada valor de mudança de cor foi normalizado dividindo-se pelo maior valor de mudança de cor (geralmente o do controle) e multiplicando-se por 100%.

Na amostra de solo-controle (0 mg/kg), no dia zero (0), o valor da cor vermelha = 150; após 14 dias (dia 14), o valor da cor vermelha = 90. Portanto, a mudança de cor = $150 - 90 = 60$.

A 200 mg/kg, no dia 0, o valor da cor vermelha = 150 e no dia 14 = 110. Portanto, mudança de cor = $150 - 110 = 40$.

A 400 mg/kg, no dia 0, o valor da cor vermelha = 150 e no dia 14 = 120. Portanto, mudança de cor = $150 - 120 = 30$.

Utilizando-se o valor do controle como linha de base:

- Mudança de crescimento a 0 mg/kg = $(60 \div 60) \times 100 = 100$
- Mudança de crescimento a 200 mg/kg = $(40 \div 60) \times 100 = 67$
- Mudança de crescimento a 400 mg/kg = $(30 \div 60) \times 100 = 50$

O mesmo procedimento foi realizado para as outras 4 cores, sendo que os valores de cada cor foram agrupados e foi feita uma média, resultando em 5 estimativas de cor para cada concentração.

Para calcular a taxa de crescimento diária a 0 mg/kg (controle), os valores médios de cor foram relacionados aos dias por meio de regressão. A inclinação da linha de regressão foi considerada como a taxa de crescimento diária. Os passos descritos na Tabela 2 foram repetidos para as demais concentrações.

Tabela 2. Passos para a determinação da mudança de crescimento dos ácaros por dia, utilizando-se os valores *RGB*, *key-black* e *light colour mode*

Passo (i)		Concentração	R	G	B	Key-black	Light
Dia 0		0 mg/kg	176,4	118,8	77,4	69,2	49,8
Dia 3		0 mg/kg	133	75,5	45,75	52,25	35
Dia 6		0 mg/kg	94,75	39,75	31	37	25
Dia 9		0 mg/kg	93,25	32,25	25	36,5	23
Dia 14		0 mg/kg	84,75	39,25	28	33,25	22
<i>Em seguida, os valores das cores foram normalizados para 100, como exibido no Passo (ii)</i>							
Passo (ii)							Média
Dia 0	Controle		100	100	100	100	100
Dia 3	Controle		75,40	63,55	59,11	75,51	68,77
Dia 6	Controle		53,71	33,46	40,05	53,47	46,18
Dia 9	Controle		52,86	27,15	32,30	52,75	42,25
Dia 14	Controle		48,04	33,04	36,18	48,05	41,90

A mudança no crescimento dos ácaros (*Growth-14D*) foi calculada subtraindo-se os valores de cor do dia 14 em relação ao dia 0. Os dados de mudança no crescimento são apresentados como média $\pm$ erro padrão. A normalidade dos dados foi verificada, e a análise de variância (ANOVA) unidirecional foi utilizada para avaliar as diferenças na variação de cor ao longo do tempo.

O crescimento dos ácaros ao longo do tempo (taxa de crescimento) foi modelado para cada amostra e tratamento com Cd (0, 200 e 400 mg/kg), utilizando-se de regressões lineares e não lineares. A regressão não linear foi baseada no modelo de regressão quadrática. O ajuste dos modelos foi avaliado por meio da comparação dos valores de R^2 entre os modelos linear e quadrático. Os modelos quadráticos foram ajustados aos dados de crescimento (dias 3, 6, 9 e 14), na seguinte forma:

$$\text{Crescimento} = a \times t^2 + b \times t + c \text{ ----- Equação 1,}$$

onde t representa o tempo de exposição (em dias), e os coeficientes a , b e c foram calculados com base na curva quadrática. A taxa de crescimento instantânea foi então derivada da equação quadrática como:

$$\text{Taxa de crescimento no dia } t = 2a \times t + b \text{ ----- Equação 2.}$$

Os ajustes dos modelos lineares e quadráticos para a taxa de crescimento de *Oppia*

nitens nas diferentes amostras de solo são apresentados nos Apêndices A-F, enquanto os parâmetros dos modelos e as taxas instantâneas de crescimento encontram-se nos Apêndices G e H deste trabalho.

4.2.2.3.2 Teste de reprodução com ácaros oribatídeos *Oppia nitens*

Os ácaros oribatídeos *Oppia nitens*, também utilizados nesse teste, foram cultivados em tubos plásticos transparentes com uma base de mistura de gesso de Paris e carvão, mantidos em temperatura ambiente (20 °C). Os organismos foram alimentados com fermento seco uma vez por semana, sendo que os testes de reprodução foram realizados conforme a Diretriz 232 da OCDE (2009).

No início, pesou-se 100 g de cada amostra de solo (*Natural soil OA*, *Natural soil A/E*, *P1 post-planting* e *P2 post-planting*) em recipientes plásticos para que fossem utilizados nos testes com Cd. As concentrações utilizadas foram 100, 200, 400, 800 e 1200 mg/kg, além dos controles para cada uma delas, que não foram contaminados com o metal. Assim, a quantidade de solo em cada um dos recipientes plásticos foi dividida em 4 replicatas de 25 g cada (exceto o *P2-post planting*, que contou com 3 replicatas devido à quantidade de solo disponível), misturando-se o Cd em cada uma delas e umedecendo-as com água ultrapura produzida através de um sistema *Milli-Q* para atingirem 50% da CRA. O material foi muito bem misturado para garantir que não houvesse partes secas e, em seguida, as amostras foram transferidas para frascos de vidro com 2 cm de diâmetro, devidamente rotulados, sem pesagem. Depois, adicionou-se uma pequena quantidade de fermento seco em cada recipiente (Figuras 40 e 41).

Figura 40. Cem gramas de solo sendo pesados em balança de precisão



Foto: Moreno (2025)

Figura 41. Amostras de solo em frascos de vidro após a adição de fermento



Foto: Moreno (2025)

Em seguida, 15 ácaros de idade adulta sincronizada foram introduzidos nos tubos de vidro e, então, o teste foi iniciado e mantido sob condições constantes de 21 °C, umidade entre 50-60% e > 800 lx de luz durante o dia, com fotoperíodo de 16:8 h (Princz *et al.*, 2010). A perda de umidade foi ajustada durante cada alimentação e, após 28 dias, os ácaros foram extraídos com um extrator *McFadyen* de alto gradiente por 48 horas (Figuras 42 e 43). O número de adultos sobreviventes e de juvenis produzidos foi contado e registrado para cada concentração de Cd.

Figura 42. Preparação das amostras para a extração de ácaros



Foto: Jegede (2025)

Figura 43. Amostras de solo no extrator *McFadyen*

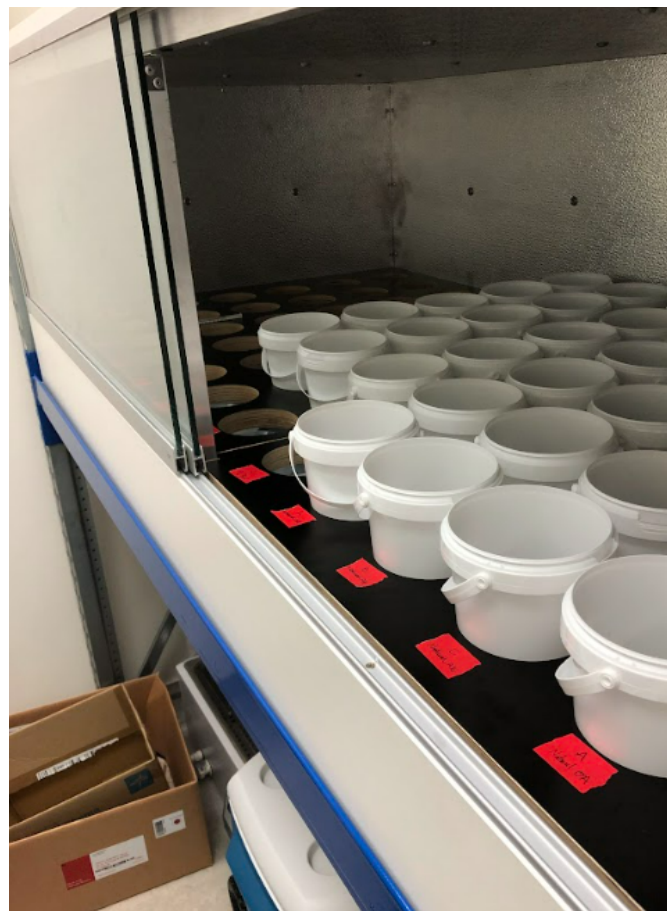


Foto: Moreno (2025)

As concentrações totais de metais foram expressas em mg/kg. A concentração efetiva que inibe 50% da reprodução e sobrevivência dos ácaros (CE_{50} e CL_{50}) para o Cd foi estimada por meio de um modelo de regressão não linear (modelo log-logístico com 3 ou 4 parâmetros), utilizando-se o software RStudio. Os modelos foram escolhidos com base na melhor adequação aos dados de resposta à dose (valores mais baixos do Critério de Informação de Akaike, AIC), utilizando-se o pacote *DRM*. A análise de variância (ANOVA) foi performada para a verificação da diferença ($p < 0,05$) nos valores médios de CE_{50} e CL_{50} para os solos, enquanto o teste post hoc de Tukey (*Honest Significant Difference, HSD*) foi utilizado para a identificação dos pares de solos com diferença significativa.

4.3.2 Procedimentos de gabinete

O mapa de uso e ocupação do solo foi elaborado a partir das imagens Landsat-5 (07 de novembro de 1989) e Landsat-7 (22 de julho de 1999), com 30 metros de resolução espacial

cada. Também foram utilizadas as imagens de ALOS AVNIR-2 (20 de fevereiro de 2009) e Sentinel-2 (29 de novembro de 2019), ambas com resolução de 10 metros. Ainda, foram utilizadas as imagens do satélite CBERS04A, do ano de 2021, disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), sendo o sexto satélite da família CBERS. A partir dele foi possível obter uma resolução espacial de 2 metros com a utilização da câmera WPM. A legenda foi adaptada do Sistema de Classificação da Cobertura e do Uso da Terra proposto pelo IBGE (2013).

A localização das áreas com cultivos de batata-doce foi feita a partir das imagens supracitadas, além dos trabalhos de campo. As imagens foram georreferenciadas no SIG QGis® e foram gerados produtos cartográficos na escala de 1:25.000.

5. ANÁLISE DOS RESULTADOS

5.1 Descrição morfológica dos perfis de solo estudados na APA do Timburi

A etapa de descrição morfológica foi realizada antes do plantio de batata-doce tanto no P1 quanto no P2, a fim de se analisar as principais características dos volumes pedológicos sobre os quais os tubérculos são plantados. Os resultados da descrição morfológica dos perfis de solo da pesquisa em tela constam no Quadro 17.

Quadro 17. Descrição morfológica dos perfis de solo estudados na APA do Timburi

Ponto 1 (P1)				
Id	Camada	P^a cm	E^b	Características morfológicas
1	E1	0-28	28	Bruno-escuro (7.5YR 3/4) úmida; Bruno (7.5YR 4/4), seca; transição clara e plana; textura arenosa; estrutura média em blocos angulares, fraca; poros médios, muitos poros; consistência macia (seca), muito friável (úmida), não-plástica e não-pegajosa (molhada)
2	E2	28-41	13	Bruno-escuro (7.5YR 3/4) úmida; Bruno forte (7.5YR 4/6) seca; transição clara e plana; textura arenosa; estrutura grande em blocos subangulares, fraca; poros pequenos, muitos poros; consistência macia (seca), muito friável (úmida), não-plástica e não-pegajosa (molhada)
3	EBt	41-50	9	Bruno-avermelhado-escuro (5YR 3/4) úmida; Vermelho-amarelado (5YR 4/6), seca; transição clara e plana; textura média; estrutura pequena em blocos angulares, moderada; poros médios, muitos poros, consistência dura (seca), muito friável (úmida), ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa

4	Bt1	50-134	84	(molhada) Vermelho-escuro (2.5YR 3/6) úmida; Vermelho-amarelado (5YR 4/5) úmida; transição clara e plana; textura argilosa; estrutura pequena em blocos angulares, forte; poros muito pequenos e comuns; consistência dura (seca), muito friável (úmida), plástica e pegajosa (molhada)
5	Bt2	134+	-	Vermelho-escuro (2.5YR 3/6) úmida; Vermelho (2.5YR 4/8) seca; transição clara e plana; textura argilosa; estrutura pequena em blocos angulares, forte; poros muito pequenos e comuns; consistência macia (seca), muito friável (úmida), plástica e pegajosa (molhada)
Ponto 2 (P2)				
1	E1	0-8	8	Bruno avermelhado escuro (5YR 3/3) úmida; bruno avermelhado escuro (5YR 3/3) seca; transição clara e plana; textura arenosa; estrutura média em blocos angulares, moderada; poros muito pequenos, poros comuns; consistência ligeiramente dura (seca), muito friável (úmida), ligeiramente plástica ligeiramente pegajosa (molhada)
2	E2	8-21	13	Bruno-escuro (7.5YR 3/4) úmida; Bruno escuro (7.5YR 3/4) seca; transição clara e ondulada; textura média; estrutura média em blocos subangulares, moderada; poros muito pequenos, muitos poros; consistência macia (seca), muito friável (úmida), não-plástica e não-pegajosa (molhada)
3	Bt	21-52+	31	Bruno-avermelhado-escuro (5YR 3/4) úmida; Bruno-avermelhado-escuro (5YR 3/4, seca; transição clara e plana; textura argilosa; estrutura pequena em blocos subangulares, moderada; poros muito pequenos, muitos poros, consistência dura (seca), friável (úmida), plástica e pegajosa (molhada)

^a profundidade; ^b espessura.

5.1.1 Ponto 1

No P1, a coleta de amostras e descrição morfológica foram realizadas no dia 12 de fevereiro de 2024, no topo da vertente. *In loco*, foram encontradas 5 camadas no perfil, com profundidades de 0-28 cm; 28-41 cm; 41-50 cm; 50-134 cm; e 134-150+ cm, nas quais predominam texturas arenosa e franco-argilo-arenosa. Estes últimos atributos correspondem ao arenito da Formação Adamantina, material parental presente na área de estudo, bem como propiciam uma maior suscetibilidade à erosão (Silva, 1995; Fushimi, 2012).

As camadas superficiais foram denominadas E1, E2 e EBt por apresentarem características típicas dos Argissolos, classe de solo predominante no município estudado,

como, por exemplo, textura arenosa e cores menos quentes que as camadas subjacentes. Ainda, nas camadas E1 e E2, apesar de não serem superficiais e assim se encontrarem devido à decapitação do horizonte A pelas técnicas do modelo convencional de produção, predomina a cor brunada, esperada para camadas de topo, tendo em vista a influência da MO, advinda, nesse caso, da sucessão do cultivo de batata-doce (Santos *et al.*, 2015). Esse volume pedológico, inserido num contexto produtivo, é periodicamente gradeado e revolvido para receber os consecutivos ciclos de plantio do tubérculo, chegando a até 50 cm de material tombado por maquinários e tendo características morfológicas como cor e textura frequentemente misturadas.

Para além, foram encontrados fragmentos de carvão em todo o perfil, indicando que volumes em profundidade uma vez estiveram em superfície e foram revolvidos através de maquinaria pesada. Nas camadas superficiais, E1 e E2, a consistência das amostras é macia quando seca, apresentando muitos poros, características típicas de solos arenosos (Santos *et al.*, 2015; Centeno *et al.*, 2021), o que indica possibilidade de percolação de agrotóxicos no solo através dessas cavidades, que podem ser formas de acesso destes contaminantes (Brigante *et al.*, 2002).

5.1.2 Ponto 2

No P2, composto por 3 camadas (E1, E2 e Bt), foram encontradas profundidades de 0-8 cm; 8-21 cm; e 21-52+. A coleta de amostras e descrição morfológica foram realizadas no dia 13 de abril de 2024, em alta vertente. As texturas franco-arenosa e franco-argilo-arenosa, assim como a cor brunada, subjagam todo o perfil, sendo notável a mistura de camadas superficiais e subsuperficiais, embora não se observe aparente horizonte A, que provavelmente foi removido pela maquinaria.

A camada E2, mais escurecida que a sobrejacente, denuncia a presença de MO proveniente do plantio de batata-doce, entre os 8 e 21 cm de profundidade. Por conta da possível iluviação dos MPTs adsorvidos nas partículas de argila das camadas sobrejacentes para as subjacentes, pode haver a concentração destes na camada Bt, cenário demonstrado pela mudança de textura entre as camadas E2 e Bt, com significativo incremento de argila nesta última. A presença de muitos poros em todo o perfil aumenta ainda mais a capacidade de percolação dos MPTs e agrotóxicos no solo em questão.

5.2 Atributos químicos dos solos estudados na APA do Timburi, na primeira e segunda coletas de amostras de solo dos Pontos 1 e 2

Nas Tabelas 3 e 4 estão apresentadas as principais características químicas dos solos estudados na APA do Timburi durante a primeira (pré-plantio) e segunda (pós-coleta) de amostras dos Pontos 1 e 2. A primeira coleta de amostras foi realizada nos dias 12 de fevereiro de 2024 e 13 de abril de 2024, Pontos 1 e 2, respectivamente. A segunda coleta, por sua vez, foi realizada nos dias 29 de setembro de 2024 e 17 de agosto de 2024, Pontos 1 e 2, respectivamente.

Tabela 3. Principais características químicas do P1, localizado na APA do Timburi

Id ^a	Cam ^b	P ^c cm	E ^d	P(res) mg/dm ³	MO g/dm ³	pH CaCl ₂	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺ mmol _e /dm ³	H+Al ³⁺	SB	CTC	V%
Ponto 1 (pré-plantio)													
1	E1	0-28	28	5	11	6,0	2,9	11	6	11	19,9	30,9	64
2	E2	28-41	13	2	7	4,6	1,0	4	2	11	7,0	18,0	39
3	Ebt	41-30	9	2	8	4,7	1,8	8	4	15	13,8	28,8	48
4	Bt1	50-134	84	2	9	5,0	1,2	15	9	18	25,2	43,2	58
5	Bt2	134-150+	16	2	8	4,7	1,0	12	10	18	23,0	41,0	56
Ponto 1 (pós-plantio)													
1	Ap	0-15	15	3	11	4,9	1,7	8	3	13	12,7	25,7	49
2	Bt	15-50	35	3	13	4,6	2,0	8	3	15	13,0	28,0	46
3	E	50+	-	1	10	4,5	1,3	17	5	25	23,3	48,3	48

^a identificação; ^b camada; ^c profundidade; ^d espessura.

Tabela 4. Principais características químicas do P2, localizado na APA do Timburi

Id ^a	Cam ^b	P ^c cm	E ^d	P(res) mg/dm ³	MO g/dm ³	pH CaCl2	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al ³⁺ mmol _c /dm ³	SB	CTC	V%
Ponto 2 (pré-plantio)													
1	E1	0-8	8	45	18	5,8	8,2	42	28	15	78,2	93,2	84
2	E2	8-21	13	78	25	5,8	8,5	55	28	15	91,5	106,5	86
3	Bt	21-52	31	13	8	6,0	7,5	45	25	12	75,7	89,5	87
Ponto 2 (pós-plantio)													
1	Ap	0-24	24	222	38	6,0	9,5	96	35	16	140,5	156,5	90

^a identificação; ^b camada; ^c profundidade; ^d espessura.

5.2.1 Fósforo (P)

Na primeira coleta de amostras de solo no P1, realizada em 12 de fevereiro de 2024, todas as camadas de solo apresentaram P(res) $<5 \text{ mg/dm}^3$, indicando níveis muito baixos para P em culturas como a batata-doce (Raij; Cantarella, 1997). Nesse sentido, o P1, sobretudo no que diz respeito à camada superficial, que um dia esteve em subsuperfície, apresenta deficiência na disponibilidade de P para as plantas, possivelmente exigindo a aplicação de fertilizantes fosfatados (Raij; Cantarella, 1997). Esse quadro pode estar associado às inadequações do manejo do solo e ao baixo teor de MO, provavelmente provocado pela lixiviação do solo, principalmente por localizar-se em uma área degradada.

A partir da primeira coleta de amostras, realizada no dia 13 de abril de 2024, o P2 apresentou níveis de P que variaram entre 13 e 78 mg/dm^3 , baixo e alto, exibindo um cenário mais adequado que o do P1. Nas camadas E1 e E2 (pré-plantio), por exemplo, nota-se que a quantidade de fósforo é ideal, sobretudo na camada E2, onde o solo é corrigido e cultivado com o tubérculo objeto dessa pesquisa. Na camada Bt, o valor de 13 mg/dm^3 , considerado baixo, provavelmente deve-se à forte lixiviação presente na área.

Já na segunda coleta das amostras, ou pós-plantio, realizada nos dias 29 de setembro de 2024 e 17 de agosto de 2024, P1 e P2, respectivamente, o P1 revela um solo com características típicas de degradação, com valores de P entre 1 e 3 mg/dm^3 , ainda menores que os encontrados na coleta pré-plantio.

No P2, a camada Ap apresentou valores muito elevados de P (222 mg/dm^3), distinguindo-se substancialmente da primeira coleta e indicando uma situação anormal para os solos da região estudada, presumindo adubação química intensiva.

5.2.2 Matéria orgânica (MO)

Nas amostras dos Pontos 1 e 2, analisadas durante a primeira coleta (pré-plantio), a MO apresenta valores abaixo da média do Estado de São Paulo, que fica em torno de 29,9 g/dm^3 (Kiehl, 1979), e aquém dos valores adequados para solos em geral, entre 3 e 5-6% (Primavesi, 2009; Brady; Weil, 2017). No Perfil 1, o maior valor encontrado foi identificado na camada E1 e, no P2, na camada E2, 11 e 25 g/dm^3 , respectivamente. As demais camadas apresentam valores em torno de 7 a 18 g/dm^3 , baixo e médio, resultado previsível devido ao constante revolvimento do solo para o plantio e às características naturais dos solos da APA do Timburi, predominantemente arenosos. Conforme Raij (Raij; Cantarella, 1997), a quantidade de MO pode auxiliar na inferência sobre a textura do solo, apresentando valores de até 15 g/dm^3 para solos arenosos; entre 16 e 30 g/dm^3 para solos de textura média; e de 31 a 60 g/dm^3 para solos

argilosos.

Já na segunda coleta de amostras (pós-plantio), no P1, a MO aparece em teores modestos, o que, combinado com a textura arenosa, reduz a capacidade de retenção de nutrientes e água. (Brady; Weil, 2017) No P2, identificou-se o valor de 38 g/dm³, acima do esperado para solos arenosos e existentes no Estado, denotando sua incompatibilidade com o material de origem, tendo sido alterado por ações antrópicas.

5.2.3 Potencial hidrogeniônico (pH)

Baseando-se no referencial teórico, pode-se afirmar que 50% das amostras analisadas nos Pontos 1 e 2 durante a primeira coleta (pré-plantio), possuem valores adequados, a exemplo das amostras de superfície, que apresentaram pHs de 6,0 (P1) e 5,8 (P2). Esses resultados, possivelmente, devem-se à correção do solo aplicada pelos agricultores, uma vez que solos naturalmente arenosos, como os em questão, guardam estreita relação com o baixo teor de pH (Brady; Weil, 2017). Quanto ao restante das amostras, observam-se valores entre 4,6 e 5,0, significando alta acidez (Raij; Cantarella, 1997), fato que pode gerar problemas como menor atividade microbológica e menor agregação e estabilidade dos agregados do solo, mas que não prejudica o cultivo da batata-doce, sobretudo por ser um tubérculo tolerante à acidez, já que pode ser produzido em solos com pH entre 4,5 a 7,5 (Embrapa, 1995).

Na segunda coleta de amostras (pós-plantio), em toda a profundidade do P1 observou-se alta acidez, com pHs entre 4,5 e 4,9 e valores elevados de alumínio trocável (H^+Al^{3+}), o que limita a absorção de nutrientes pelas plantas. Em contraste, o P2 apresentou resultados que indicam um manejo antrópico significativo, com pH levemente ácido (6,0), sugerindo correção da acidez com calagem.

5.2.4 Soma de Bases (SB)

A SB das camadas coletadas no P1, durante a primeira amostragem, mostrou-se variável, com valores entre 7,0 mmol_c/dm³ (0,7 cmol_c/dm³) e 25,2 mmol_c/dm³ (2,52 cmol_c/dm³), amostras E2 e Bt1, respectivamente. O menor valor, 7,0 mmol_c/dm³, anuncia baixa SB, enquanto a camada Bt1, com 25,2 mmol_c/dm³, pressupõe média concentração. Um alto nível de SB exigiria teores > 5,0 cmol_c/dm³ (Prezotti; Martins, 2013).

No P2, durante a primeira coleta (pré-plantio), as amostras apresentaram valores entre 78,2 mmol_c/dm³ (7,82 cmol_c/dm³) e 75,5 mmol_c/dm³ (7,55 cmol_c/dm³), considerados altos, significando elevada quantidade de bases trocáveis no solo.

Já na segunda coleta (pós-plantio), o P1 apresentou baixa SB, indicando menor

contribuição de cátions básicos trocáveis (Ca, Mg e K) no complexo de troca do solo. O P2, por sua vez, apresentou valor elevado de SB (140,5 mmol/dm³ ou 14,05 cmolc/dm³), quase o dobro do observado na primeira coleta, ultrapassando a faixa considerada alta para esse parâmetro, sobretudo em função do expressivo incremento de Ca (96 mmol/dm³). Segundo Sousa e Lobato (2004), teores adequados de Ca e Mg são essenciais ao bom desenvolvimento das culturas, o que pode ter favorecido o cultivo de batata-doce na área em questão.

5.2.5 Capacidade de Troca de Cátions (CTC)

Todas as amostras coletadas no P1 durante a primeira etapa de amostragem (pré-plantio) apresentaram baixa CTC, com valores que variaram entre 18,0 e 43,2 mmol/dm³, revelando baixo teor de argila, compatível com o esperado para solos arenosos (Prezotti; Martins, 2013; Brady; Weil, 2017), indicando que possuem pouca capacidade para reter cátions em forma trocável (Ronquim, 2010). O P2, por sua vez, apresentou valores de 93,2, 106,5 e 89,5 mmol/dm³, camadas E1, E2 e Bt, respectivamente.

Já na segunda coleta das amostras (pós-plantio), no P1, a CTC mostrou-se baixa nas camadas superficiais, aumentando-se levemente na camada mais profunda (48,3 mmol/dm³), provavelmente pelo aumento do teor de argila na camada Bt. Quanto ao P2, a camada Ap apresentou o valor de 156,5 mmol/dm³, ainda maior que o exibido na primeira coleta. Esse incremento pode se dar devido à adubação e ao incremento de MO (Prezotti; Martins, 2013), que, da mesma forma, aumentou a SB, V% e pH do perfil de solo em questão.

Na oportunidade, foram realizados cálculos da atividade da argila (AA), que se refere à CTC relativa à fração argila, sem correção para C (Zaroni; Santos, 2021), calculada pela expressão:

$$\text{Valor } T \text{ (cmolc kg}^{-1}\text{)} \times 1.000/\text{teor de argila,}$$

sendo que a atividade alta (Ta) designa valor igual ou superior a 27 cmolc/kg (270 mmol/dm³) de argila e a atividade baixa (Tb), valor inferior a 27 cmolc/kg.

Isto posto, a AA foi interpretada conforme os critérios do SiBCS (Santos *et al.*, 2025), de modo que os valores obtidos indicaram que o P1 apresenta argila de baixa atividade (Tb) na camada Bt, com valores entre 17,1 e 19,7 cmolc/kg⁻¹ de argila, tanto no pré quanto no pós-plantio, sugerindo predomínio de argilominerais de baixa reatividade e maior influência de óxidos de Fe e Al, típicos de solos altamente intemperizados de regiões tropicais (Fontes; Weed, 1996).

Por outro lado, o P2 apresentou alta atividade da argila (Ta) na camada Bt (41,1 cmolc

kg⁻¹ de argila), indicando maior densidade de cargas negativas e maior contribuição da fração coloidal para a CTC do solo, o que pode estar associado à maior participação de cargas variáveis e à influência da MO na CTC (Sparks, 2003; Novais *et al.*, 2007).

A manutenção da baixa atividade da argila na camada Bt sugere que a mineralogia da fração argila em subsuperfície é relativamente estável, sendo pouco influenciada por alterações de curto prazo, enquanto as variações químicas observadas tendem a refletir mudanças na SB e na MO (Resende *et al.*, 2014).

Do ponto de vista geoquímico, a menor atividade da argila no Bt do P1 implica menor capacidade de adsorção específica de cátions metálicos em profundidade, enquanto o Bt do P2, classificado como Ta, apresenta maior potencial de retenção de MPTs devido à maior reatividade coloidal e maior densidade de sítios de troca (Alloway, 2013; Sparks, 2003), o que é particularmente relevante para a interpretação do comportamento dos metais nos perfis estudados e para um possível enquadramento dos Antropossolos no 4º nível categórico (Curcio; Lima; Giarola).

É de suma importância salientar o fato de que, em relação à AA, a Embrapa estabelece sua avaliação prioritária no horizonte B diagnóstico, não sendo, portanto, aplicável a horizontes superficiais nem a solos de textura areia ou areia franca (Embrapa, 2025).

5.2.6 Saturação por Bases (V%)

Analisando-se as camadas de superfície em relação à primeira coleta de amostras (pré-plantio), os dois Pontos estudados apresentaram valores superiores a 50%, possivelmente devido à aplicação de fertilizantes e ao constante revolvimento das camadas de solo. Além do mais, os valores adequados deste parâmetro podem estar relacionados aos valores de pH dentro daquilo que é ideal. Na segunda coleta (pós-plantio), o P1 apresentou valores < 50%, todos distróficos, enquanto o P2 apresentou o valor de 90% (eutrófico), resultado do aumento nas variáveis acima mencionadas.

De maneira geral, considerando-se as amostras de superfície, alguns parâmetros indicam degradação química, como MO e CTC, o que denuncia características compatíveis com Antropossolos (Curcio; Lima; Giarola, 2004).

Pode-se afirmar que o P1 se apresenta como quimicamente empobrecido, com aparente impacto da lixiviação. Essa condição, somada à textura predominantemente arenosa das camadas e à ausência de práticas de manejo conservacionista, torna esse perfil muito suscetível a quadros de degradação ambiental.

O P2, por sua vez, sobretudo a partir da amostragem pós-plantio e em contraste com o

P1, apresenta resultados que indicam um manejo antrópico significativo, confirmando que esse material passou por práticas de enriquecimento químico intencional.

5.3 Atributos físicos dos solos estudados na APA do Timburi, na primeira e segunda coletas de amostras dos Pontos 1 e 2

Na Tabela 5 apresentam-se as principais características físicas dos solos estudados na APA do Timburi durante a primeira e a segunda coletas de amostras dos Pontos 1 e 2.

Tabela 5. Principais características físicas dos solos estudados na APA do Timburi

Id^a	Cam^b	P^c cm	E^d	Classe textural	Ds^e kg.dm ³	Kfs^f cm h ⁻¹
Ponto 1 (P1)						
1	E1	0-28	28	Areia	1,32	2,495
2	E2	28-41	13	Areia franca	1,65	
3	Ebt	41-50	9	Franco-arenosa	1,56	
4	Bt1	50-134	84	Franco-argilo-arenosa	1,59	
5	Bt2	134-150+	16	Franco-argilo-arenosa	1,49	
Ponto 2 (P2)						
1	E1	0-8	8	Franco-arenosa	1,62	2,495
2	E2	8-21	13	Franco-arenosa	1,42	
3	Bt	21-52+	31	Franco-argilo-arenosa	1,55	

^a identificação; ^b camada; ^c profundidade; ^d espessura; ^e densidade do solo; ^f condutividade hidráulica do solo saturado no campo.

5.3.1 Textura

Nos 2 Pontos estudados (n = 8) observou-se que 1 camada corresponde à classe textural areia (12,5%); 1, à classe textural areia franca (12,5%); 3, à classe franco-arenosa (37,5%); e 3, à franco-argilo-arenosa (37,5%), indicando que, em P1 e P2, a areia se faz presente e comporta-se como o esperado para os solos de Presidente Prudente/SP, originados a partir da decomposição do arenito Adamantina (IPT, 1981; Fushimi, 2012) (Tabela 6).

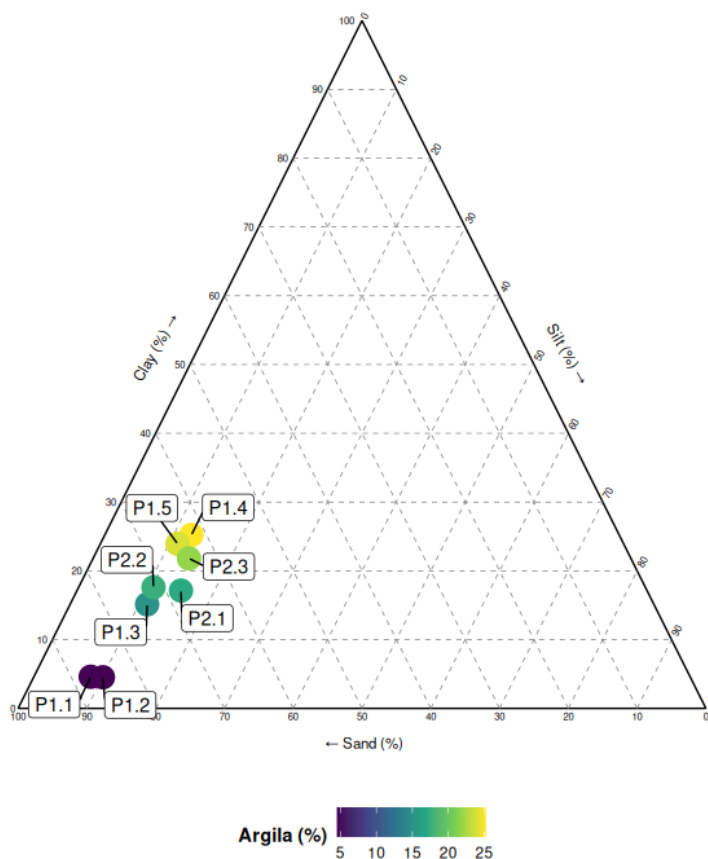
Tabela 6. Distribuição das partículas primárias nas amostras dos solos estudados

Id ^a	Cam ^b	Areia		Argila		Silte	
		%	g/kg	%	g/kg	%	g/kg
Ponto 1 (P1)							
1	E1	87,14	871,36	4,60	46	8,26	82,64
2	E2	85,40	854,01	4,53	45,33	10,07	100,66
3	EBt	73,67	736,69	15,13	151,33	11,20	111,97
4	Bt1	62,20	621,97	25,20	252	12,60	126,04
5	Bt2	64,85	648,47	23,93	239,33	11,22	112,20
Ponto 2 (P2)							
1	E1	67,75	677,49	17,13	171,33	15,12	151,18
2	E2	71,51	715,10	17,60	176	10,89	108,90
3	Bt	64,25	642,53	21,80	218	13,95	139,47

^a identificação; ^b camada.

Ainda, nota-se que os teores de argila se tornam expressivos com o aumento da profundidade, principalmente nas camadas Bt1 (P1.4) e Bt (P2.3), característica natural desses horizontes em Argissolos (Fushimi, 2012) (Figura 44).

Figura 44. Triângulo textural dos perfis estudados com representação do teor de argila (%)



De modo geral, os solos arenosos não possuem relevantes quantidades de MO e são menos estruturados que os argilosos (Centeno *et al.*, 2017), o que facilita a lixiviação de suas bases (K, Ca e Mg) (Curi *et al.*, 1993). Esse tipo de solo apresenta características como baixa fertilidade, baixos teores de argila e baixa retenção de umidade, o que lhe confere grande fragilidade frente às transformações antrópicas (Falcão, 2019). Em relação aos MPTs, os solos arenosos, por apresentarem alta permeabilidade, possuem baixa capacidade adsortiva, o que propicia a lixiviação desses elementos para o aquífero suspenso, com capacidade para contaminá-lo (Silva; Chaves; Lima, 2009).

5.3.2 Densidade do Solo (Ds)

A camada E2, pertencente ao P1, foi a única a apresentar alguma possibilidade de compactação, com valor de 1,65 kg.dm³, o que é incomum, pois as camadas subjacentes apresentam valores de densidade menores. Da mesma forma, no P2, o maior valor de Ds foi encontrado na camada superficial, E1 (1,62 kg.dm³), sendo que as camadas subjacentes também apresentaram valores menores. Esse cenário revela a descontinuidade da densidade das camadas de solo, uma vez que em situações comuns, a Ds tende a aumentar à medida que aumenta a profundidade do perfil; isto se deve, provavelmente, ao menor teor de MO, menor agregação, menos raízes e a uma compactação causada pela massa das camadas superiores (Brady; Weil, 2017).

5.3.3 Permeabilidade

O valor de condutividade hidráulica saturada (Kfs) obtido para os Pontos estudados (P1 e P2) foi de $6,93 \times 10^{-4}$ cm/s, o que corresponde a aproximadamente 2,5 cm/h⁻¹. De acordo com a classificação proposta por Brady e Weil (2017), esse valor enquadra-se na faixa de condutividade moderada, indicando que o solo possui uma boa capacidade de infiltração de água sob condições de saturação. Esse comportamento é característico de solos com textura média a média-argilosa e estrutura bem desenvolvida, capazes de permitir o escoamento vertical da água sem que haja perdas excessivas por percolação profunda ou acúmulo superficial (Hillel, 1998). Tais características são desejáveis em contextos agrícolas e ambientais, pois favorecem o crescimento radicular, a recarga hídrica do perfil e a redução do escoamento superficial.

5.4 Análises de metais potencialmente tóxicos nos solos estudados na APA do Timburi, na primeira e segunda coletas de amostras dos Pontos 1 e 2

Com base nos Valores Orientadores para Solo e Água Subterrânea no Estado de São

Paulo (Cetesb, 2021) foi realizada a avaliação da qualidade do solo dos Pontos 1 e 2, localizados na APA do Timburi, município de Presidente Prudente/SP, antes e depois do plantio de batata-doce. Foram analisadas as concentrações de As, Cd, Pb, Cu e Cr, tendo como referência os VRQ, os VP e os VI para uso agrícola.

No P1 pré-plantio, as concentrações de Cu variaram entre 4,33 e 8,82 mg/dm³ e, apesar de os resultados estarem expressos em mg/dm³ (e não em mg/kg), os teores observados estão bem abaixo do VRQ (35 mg/kg) e do VI agrícola (60 mg/kg), não indicando, portanto, contaminação. No entanto, os valores supracitados encontram-se acima do esperado para solos resultantes de arenitos (2 mg/kg) (Alloway, 2013) - assemelhando-se ao estudo de Yang *et al.* (2024), que revelou valores mais altos de Cu em solos antrópicos - mas abaixo da concentração máxima para o Estado de São Paulo (393 mg/kg) (Filizola *et al.*, 2002). O Cr apresentou teores entre 37,08 e 61,06 mg/kg e, com base no VRQ de 40 mg/kg para esse metal, observa-se que algumas camadas estão abaixo desse valor, enquanto outras o superam, como Bt1 (61,06 mg/kg) e Bt2 (57,56 mg/kg), possivelmente devido ao acúmulo de argila nessas seções. Todos esses valores, inclusive, estão acima do que se espera para solos gerados por arenitos (35 mg/kg) (Alloway, 2013), mas nenhuma concentração ultrapassou o VI agrícola de 75 mg/kg. A presença desse elemento acima do VRQ em algumas camadas indica possível influência antrópica e sugere atenção. Já os teores de As, Cd e Pb permaneceram abaixo do limite de detecção (<0,1 mg/kg) em todas as camadas, não havendo evidências de contaminação por esses elementos.

No P2 pré-plantio, os teores de Cu variaram entre 5,73 e 7,74 mg/kg, acima do esperado para solos advindos de arenitos (2 mg/kg), todavia inferiores ao VRQ e ao VI agrícola. O Cr variou de 7,46 a 12,91 mg/kg, valores bem abaixo do VRQ de 40 mg/kg, o que sugere uma condição natural preservada, sem indícios de enriquecimento antrópico e condizente com o que é esperado para solos advindos de arenitos (Alloway, 2013). Assim como no P1, os demais metais (As, Cd e Pb) se mantiveram abaixo dos limites de detecção (<0,1 mg/kg).

Esses resultados indicam que, antes do plantio, os solos estudados não apresentaram indícios de contaminação por As, Cd, Pb ou Cu. O Cr mostrou-se elevado em parte do P1, indicando possível impacto de atividades anteriores, como o uso de fertilizantes fosfatados ou agrotóxicos contendo o metal, ainda que sem ultrapassar os limites de investigação (Tabela 7).

Tabela 7. Resultados da análise de MPTs antes e depois do plantio de batata-doce no P1 da APA do Timburi

C ^a	As (mg/kg)					Cd (mg/kg)				Pb (mg/kg)				Cu (mg/dm³)					Cr (mg/kg)		
	R ^b	LD ^c	LQ ^d	I ^e	R	LD	LQ	I	R	LD	LQ	I	R	LD	LQ	I	R	LD	LQ	I	
Ponto 1 (pré-plantio)																					
E1	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	7,19	-	-	-	44,93	0,3333	0,1	6,74	
E2	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	4,33	-	-	-	37,08	0,3333	0,1	5,56	
EBt	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	5,01	-	-	-	43,10	0,3333	0,1	6,46	
Bt1	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	8,82	-	-	-	61,06	0,3333	0,1	9,15	
Bt2	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	8,14	-	-	-	57,56	0,3333	0,1	8,63	
Ponto 1 (pós-plantio)																					
E1	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	9,57	-	-	-	38,93	0,3333	0,1	5,84	
Bt1	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	8,39	-	-	-	58,53	0,3333	0,1	8,78	
Bt2	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	8,15	-	-	-	49,67	0,3333	0,1	7,45	

^a camada de solo; ^b resultado; ^c limite de detecção; ^d limite de quantificação; ^e incerteza.

Após o cultivo do tubérculo, novas análises foram realizadas para verificar possíveis alterações nas concentrações de MPTs nos mesmos pontos de coleta (P1 e P2).

No P1, os teores de Cu aumentaram levemente em relação à amostragem pré-plantio, variando entre 8,15 e 9,57 mg/dm³, seguindo abaixo dos limites de qualidade estabelecidos pela Cetesb (2021). Os teores de Cr permaneceram elevados, com números entre 38,93 e 58,53 mg/kg. Como nas análises anteriores, parte dos resultados supera o VRQ de 40 mg/kg, como na camada Bt1 (58,53 mg/kg) e Bt2 (49,67 mg/kg), mas menores que os valores pré-plantio, o que sugere possível percolação ou lavagem desse elemento pelos agentes exógenos do relevo. Todos os valores permaneceram abaixo do VI agrícola (75 mg/kg) e esse fato sugere alerta, pois muito embora não configure contaminação em termos legais, há indícios de aporte externo ao solo que precisam ser monitorados. As concentrações de As, Cd e Pb permaneceram abaixo do limite de detecção.

No P2, após o plantio, o Cu manteve-se estável (7,16 mg/dm³), sem alteração significativa. O Cr apresentou discreto aumento, atingindo 11,17 mg/kg, ainda muito abaixo do VRQ (40 mg/kg). Os demais elementos (As, Cd e Pb) continuaram ausentes ou abaixo do limite de detecção.

De modo geral, os resultados do período pós-plantio indicam que não houve incremento significativo dos MPTs analisados em função do cultivo. O Cu, embora com teores relevantes em ambos os pontos, não ultrapassou os valores orientadores e pode estar associado ao uso de fungicidas comuns na agricultura. O Cr total se mantém como o elemento mais preocupante no P1, já que seus teores permaneceram acima do VRQ em algumas camadas, antes e depois do cultivo, sugerindo influência antrópica preexistente (Tabela 8).

Tabela 8. Resultados da análise de MPTs antes e depois do plantio de batata-doce no P2 da APA do Timburi

C ^a	As (mg/kg)				Cd (mg/kg)				Pb (mg/kg)				Cu (mg/dm ³)				Cr (mg/kg)			
	R ^b	LD ^c	LQ ^d	I ^e	R	LD	LQ	I	R	LD	LQ	I	R	LD	LQ	I	R	LD	LQ	I
Ponto 2 (pré-plantio)																				
E1	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	5,73	0,3333	0,1	0,86	8,59	0,3333	0,1	1,28
E2	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	6,85	0,3333	0,1	1,02	7,46	0,3333	0,1	1,12
Bt	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	7,74	0,3333	0,1	1,16	12,91	0,3333	0,1	1,93
Ponto 2 (pós-plantio)																				
Ap	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	<0,1000	0,3333	0,1	0,015	7,16	0,333	0,1	1,07	11,17	0,3333	0,1	1,67

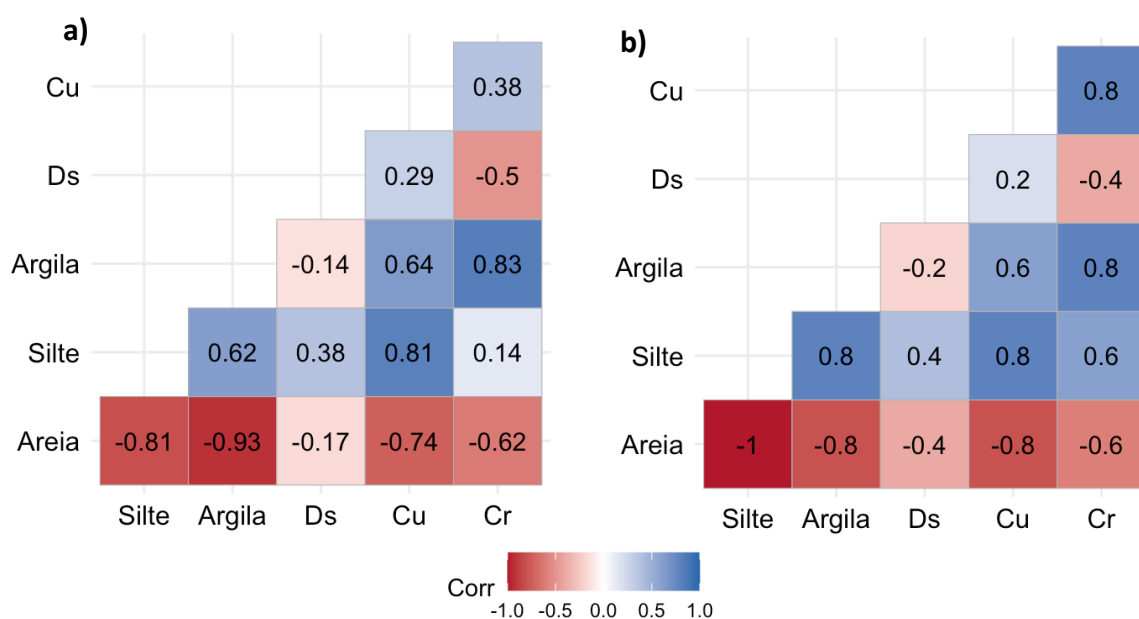
^a camada de solo; ^b resultado; ^c limite de detecção; ^d limite de quantificação; ^e incerteza.

5.4.1 Análises estatísticas

A análise de correlação entre a fração granulométrica do solo e os teores de metais evidenciou um controle textural bem definido na distribuição desses elementos ao longo dos perfis estudados. De modo geral, observou-se uma tendência de associação negativa consistente entre a fração areia e os metais, especialmente para o Cu ($r = -0,80$) no conjunto total de dados. No caso do Cr ($r = -0,60$), a tendência também se mostrou negativa (Figura 45).

Quando os períodos são analisados separadamente, essa relação se mantém no pré-plantio, com tendências de associação negativas entre areia e Cu ($r = -0,74$) e entre areia e Cr ($r = -0,62$). No pós-plantio, essa tendência se intensifica para o Cu ($r = -0,80$) e atinge seu valor máximo para o silte ($r = -1,00$), enquanto para o Cr permanece negativa ($r = -0,60$). Esses resultados indicam um padrão robusto de associação inversa entre a fração areia e os teores de metais, sugerindo menor capacidade de retenção nessa fração granulométrica.

Figura 45. Associação entre a fração granulométrica e os teores de MPTs dos solos estudados (pré e pós-plantio)



a) pré-plantio; b) pós-plantio.

Por outro lado, a fração argila apresentou as associações positivas mais elevadas com os metais, destacando-se como o principal compartimento associado à retenção de Cu e Cr no solo, como sugerem os estudos de Stewart *et al.* (2003) e Alloway (2013).

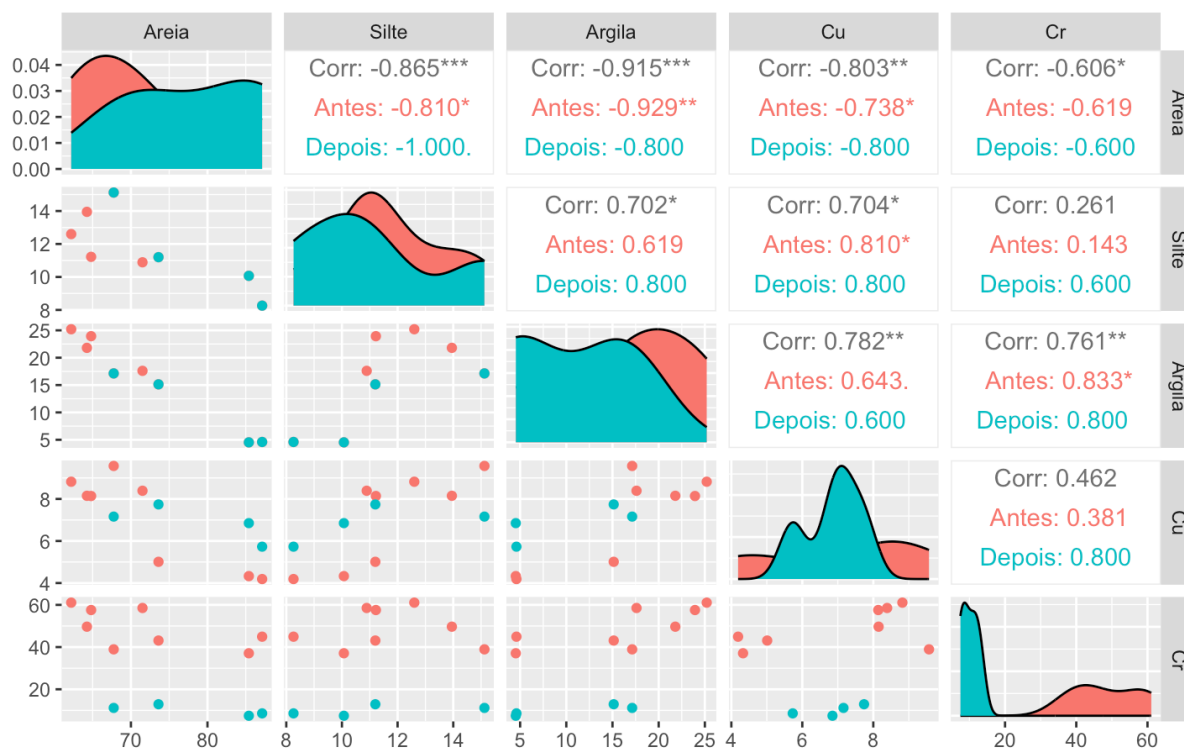
No conjunto total de dados, observam-se tendências de associação positivas entre argila e Cu ($r = 0,78$) e entre argila e Cr ($r = 0,76$). No pré-plantio, essas associações foram fortes (Cu:

$r = 0,64$; Cr: $r = 0,83$), enquanto no pós-plantio mantiveram-se elevadas (Cu: $r = 0,60$; Cr: $r = 0,80$), ainda que sem significância estatística em alguns casos.

A fração silte apresentou comportamento intermediário, com tendência de associação positiva com Cu no conjunto total de dados ($r = 0,70$) e associação fraca com Cr ($r = 0,26$). Ao considerar os períodos separadamente, observa-se que a tendência de associação entre silte e Cu permanece elevada tanto no pré-plantio ($r = 0,81$) quanto no pós-plantio ($r = 0,80$). Para o Cr, a associação foi baixa no pré-plantio ($r = 0,14$), mas aumentou no pós-plantio ($r = 0,60$), indicando uma possível intensificação dessa relação, embora ainda sem consistência estatística clara.

A comparação entre as condições pré e pós-plantio indica que o padrão geral de associação entre granulometria e metais é mantido, com predominância de associações negativas com a fração areia e positivas com as frações mais finas (Yang *et al.*, 2024) (Figura 46). No entanto, observa-se variação na magnitude dos coeficientes e na significância estatística, especialmente no pós-plantio, possivelmente em função do número reduzido de observações. Em alguns casos, há aumento da força da associação sem correspondente significância estatística, como observado para argila e Cr.

Figura 46. Correlograma das relações entre a fração granulométrica e os teores de MPTs dos solos estudados (pré e pós-plantio)



* = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$.

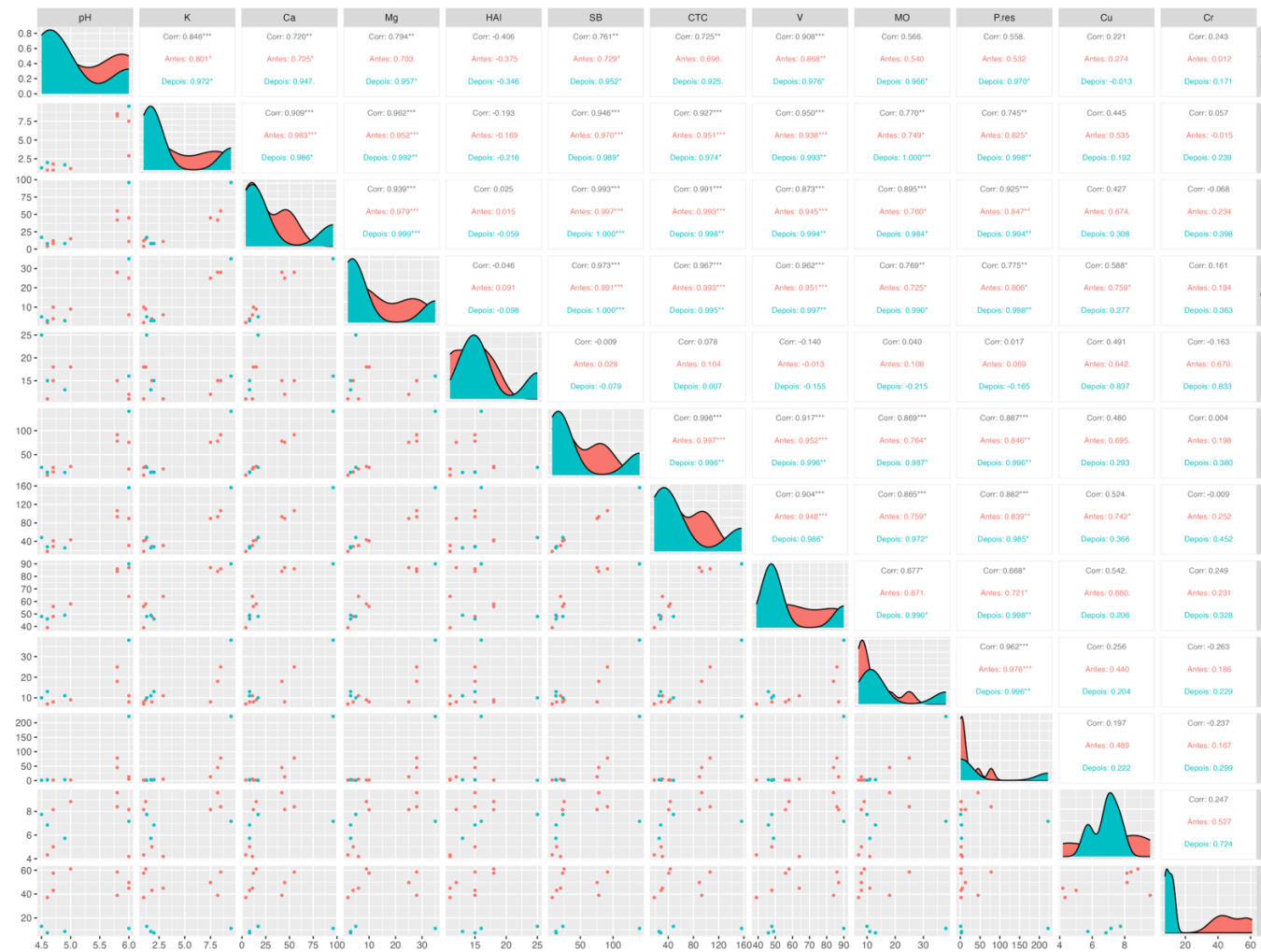
De forma integrada, os resultados indicam um gradiente claro de controle textural sobre a distribuição dos metais, no qual a fração areia está associada à menor retenção (Kabata-Pendias, 2011), o silte apresenta comportamento intermediário e a argila constitui o principal compartimento de acúmulo. As tendências de associação mais consistentes, especialmente entre argila e os metais e entre silte e Cu, reforçam a importância das frações finas na retenção desses elementos. Ainda assim, a variabilidade na significância estatística, sobretudo no pós-plantio, indica que esses resultados devem ser interpretados com cautela, considerando o caráter exploratório da análise e o tamanho amostral.

A análise de correlação entre os atributos químicos do solo e os teores de metais detectados revelou padrões distintos entre os períodos pré e pós-plantio, indicando alterações na dinâmica geoquímica do sistema em função do manejo do solo. De modo geral, observou-se que os atributos químicos apresentaram fortes tendências de associação positivas entre si, especialmente entre variáveis relacionadas à fertilidade do solo, como Ca, Mg, SB, CTC e V, com coeficientes elevados e estatisticamente significativos.

Por exemplo, no conjunto geral, verificaram-se correlações elevadas entre CTC e V ($r = 0,90$), SB e CTC ($r = 0,99$) e Ca e SB ($r = 0,99$), evidenciando forte interdependência entre

os componentes da fertilidade (Figura 47).

Figura 47. Correlograma das relações entre os atributos químicos e os teores de MPTs dos solos estudados (pré e pós-plantio)

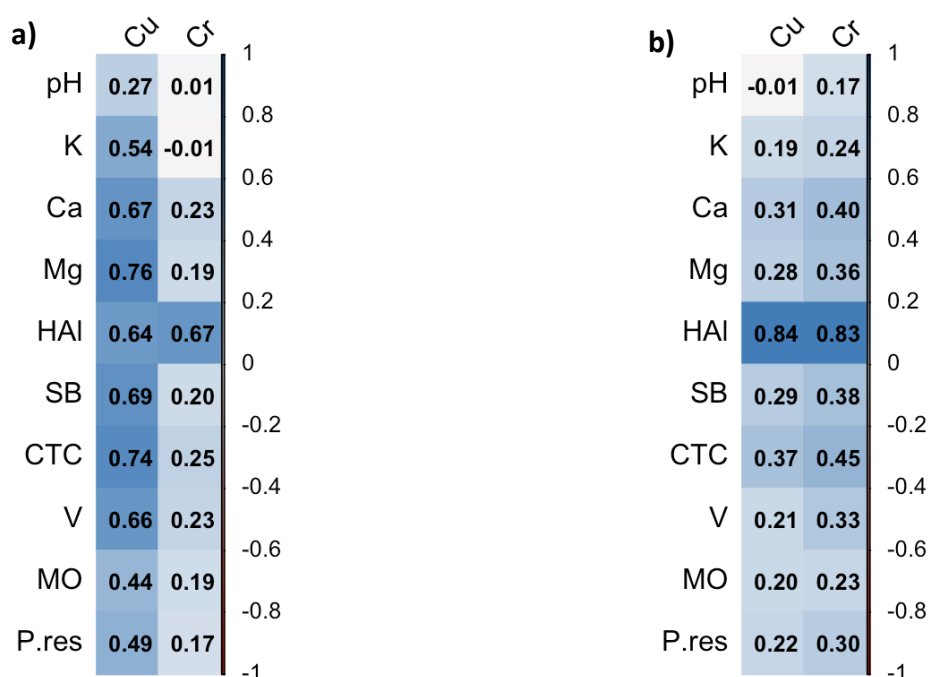


* = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$.

No período pré-plantio, destacaram-se as tendências de associação positivas significativas entre os principais cátions trocáveis e os indicadores de fertilidade, como entre K e SB ($r = 0,97$), Ca e CTC ($r = 0,99$), e Mg e V ($r = 0,95$). A V apresentou forte associação com diversos atributos, como Ca ($r = 0,94$) e SB ($r = 0,95$), refletindo a contribuição direta das bases trocáveis para esse parâmetro. A MO também apresentou tendências de associação positivas com atributos como SB ($r = 0,76$) e CTC ($r = 0,75$), embora com menor intensidade. Em contrapartida, H+Al apresentou tendências de associação fracas ou negativas com a maioria das variáveis, como com Ca ($r = 0,01$) e V ($r = -0,01$), indicando sua relação inversa com a fertilidade do solo.

Em relação aos metais, no período pré-plantio observou-se que o Cu apresentou tendências de associação positivas moderadas com atributos como Ca ($r = 0,67$) e SB ($r = 0,69$), além de associação com CTC ($r = 0,74$), embora nem todas estatisticamente significativas (Figura 48).

Figura 48. Associação entre os atributos químicos e os teores de MPTs dos solos estudados (pré e pós-plantio)



a) pré-plantio; b) pós-plantio.

Já o Cr apresentou, em geral, tendências de associação fracas com os atributos químicos, como com K ($r = -0,01$) e CTC ($r = 0,25$), indicando baixa associação com os parâmetros de fertilidade nesse período. Em Golia *et al.* (2025), observou-se que íons Cr em

solos urbanos estavam mais associados a óxidos de Fe e Mn do que à MO, por exemplo.

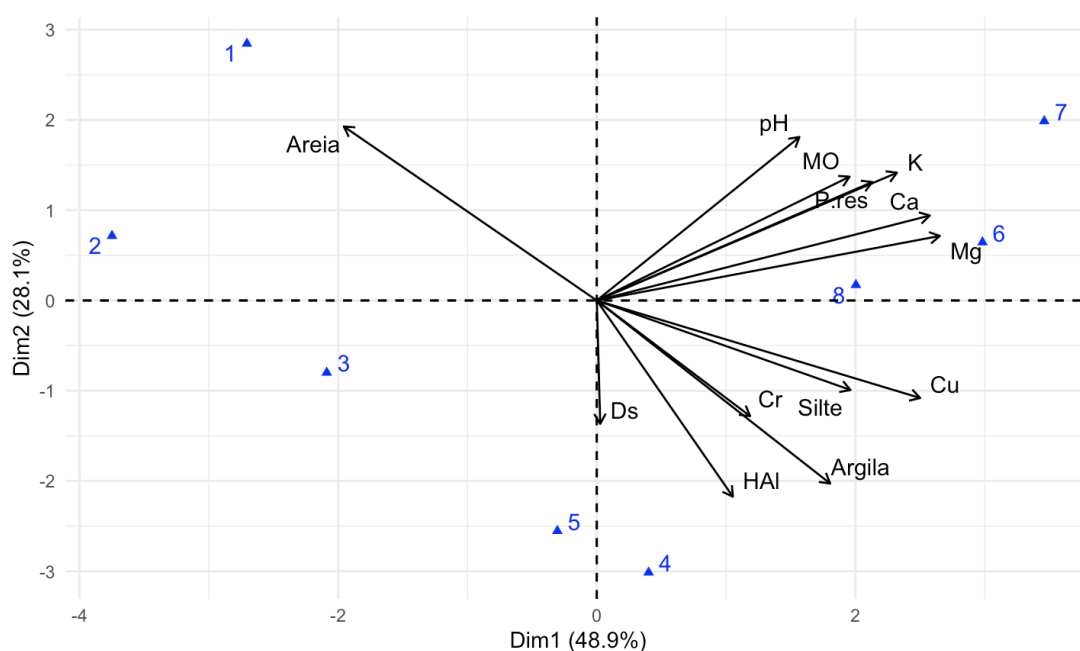
No período pós-plantio, verificou-se intensificação das tendências de associação entre os atributos químicos do solo, muitas delas altamente significativas. Destacaram-se as correlações entre Ca e Mg ($r = 1,00$), SB e V ($r = 0,99$) e CTC e V ($r = 0,98$), indicando um sistema mais fortemente integrado após o cultivo. A MO apresentou correlações elevadas com variáveis como SB ($r = 0,98$) e CTC ($r = 0,97$), reforçando seu papel na retenção de nutrientes.

Quanto aos metais no período pós-plantio, observou-se uma mudança no padrão de associação. O Cu apresentou tendências de associação mais fracas ou negativas com alguns atributos, como pH ($r = -0,01$) e SB ($r = -0,29$), sugerindo possível mobilização ou redistribuição no sistema. Por outro lado, o Cr apresentou aumento nas correlações positivas com atributos como Ca ($r = 0,39$), Mg ($r = 0,36$) e CTC ($r = 0,45$), indicando maior associação com a matriz do solo após o cultivo.

De forma geral, os resultados indicam que os atributos químicos do solo exercem influência significativa sobre a distribuição dos metais, especialmente no que se refere aos componentes da fertilidade. As alterações observadas entre os períodos sugerem que o cultivo pode modificar as interações entre os elementos no solo, influenciando processos como retenção, mobilidade e disponibilidade dos metais. No entanto, considerando o reduzido número de amostras, os resultados devem ser interpretados com cautela, sendo indicativos de tendências e não necessariamente de relações estatisticamente robustas.

Por fim, a PCA permitiu identificar padrões na organização multivariada dos atributos físico-químicos e dos teores de MPTs detectados nos solos estudados, evidenciando tanto diferenças pedogenéticas quanto alterações associadas ao cultivo. Considerando-se inicialmente as amostras coletadas antes do cultivo, os 2 primeiros componentes principais explicaram conjuntamente 77% da variância total dos dados (PC1 = 48,9% e PC2 = 28,1%), indicando elevada eficiência na representação da variabilidade do sistema (Figura 49). O eixo PC1 apresentou forte associação positiva com atributos químicos relacionados à fertilidade do solo, como pH, MO, K, Ca e Mg, enquanto variáveis texturais como areia apresentaram associação negativa, evidenciando o fato de que solos mais arenosos apresentam menor retenção de nutrientes e menor CTC, comportamento amplamente descrito na literatura, uma vez que frações mais grosseiras possuem menor área superficial e menor atividade coloidal (Novais *et al.*, 2007; Brady; Weil, 2017; Yang *et al.*, 2024).

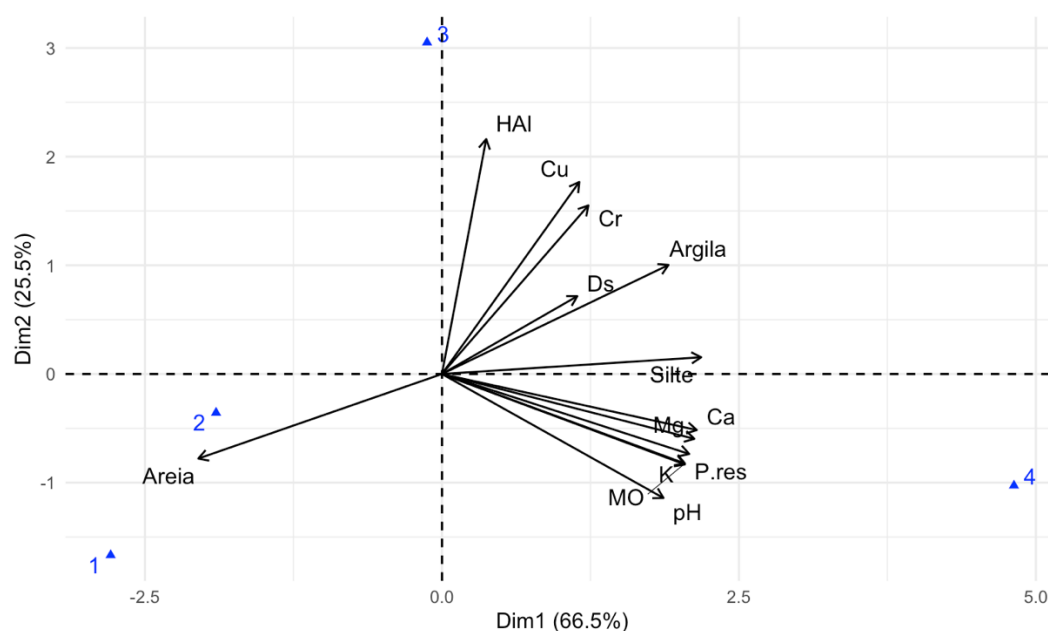
Figura 49. PCA dos atributos químicos, granulometria e teores de MPTs dos solos estudados (pré-plantio)



Os teores de Cu e Cr também se posicionaram no sentido positivo do PC1, associados principalmente às frações mais finas (silte e argila) e a atributos químicos, apontando para maior retenção desses elementos em ambientes com maior capacidade de adsorção, sugerindo que solos com maior teor de MO tendem a apresentar maiores teores de bases trocáveis e maior CTC (Brady; Weil, 2017; Ćirić *et al.*, 2023).

Na PCA referente às amostras após o cultivo, observou-se aumento da variância explicada pelo primeiro componente principal (PC1 = 66,5%) e redução relativa do segundo componente (PC2 = 25,5%), indicando uma maior concentração da variabilidade em um único gradiente dominante (Figura 50).

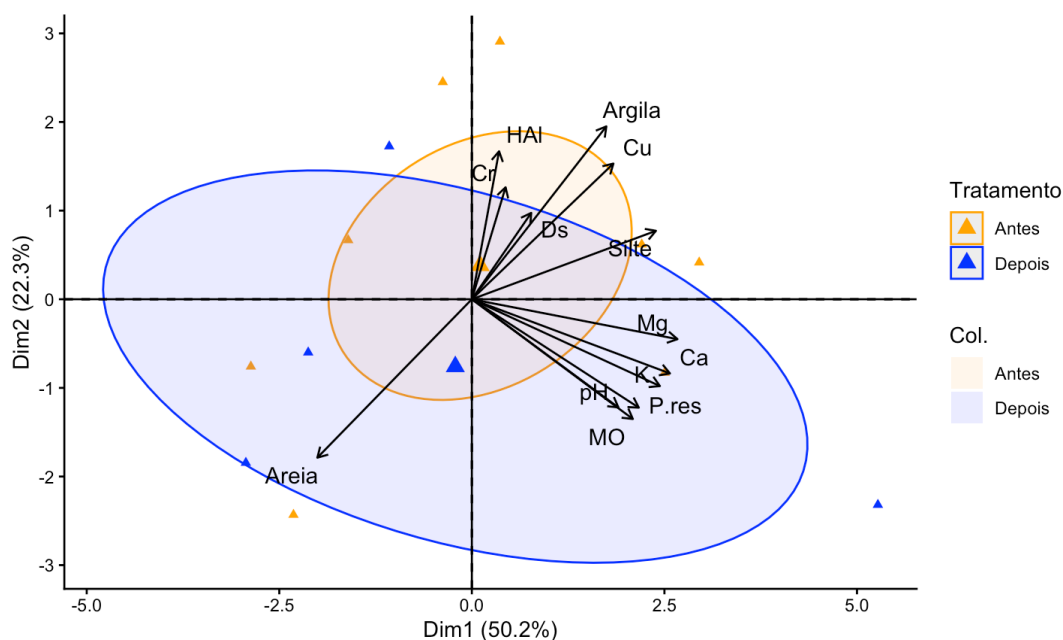
Figura 50. PCA dos atributos químicos, granulometria e teores de MPTs dos solos estudados (pós-plantio)



Nesse caso, o PC1 continuou representando um gradiente químico, com associação positiva entre Cu, Cr, argila, Ds e H+Al, enquanto atributos como pH, MO, P disponível e bases trocáveis (Ca, Mg e K) apresentaram tendência oposta ao longo do eixo PC2. Esse padrão sugere que o cultivo promoveu reorganização nas relações entre os atributos do solo, com possível intensificação da associação entre os metais e a fração mineral, especialmente a argila, além de alterações na dinâmica da acidez e da fertilidade.

A análise combinada das amostras antes e depois do cultivo evidenciou que os 2 primeiros componentes principais explicaram 72,5% da variância total (PC1 = 50,2% e PC2 = 22,3%), mantendo elevada capacidade de síntese dos dados. Observou-se uma separação parcial entre os grupos ao longo do espaço multivariado, com as amostras posteriores ao cultivo apresentando maior dispersão, conforme indicado pela maior amplitude da elipse associada a esse grupo (Figura 51).

Figura 51. PCA conjunta dos atributos químicos, granulometria e teores de MPTs dos solos estudados (pré e pós-plantio)



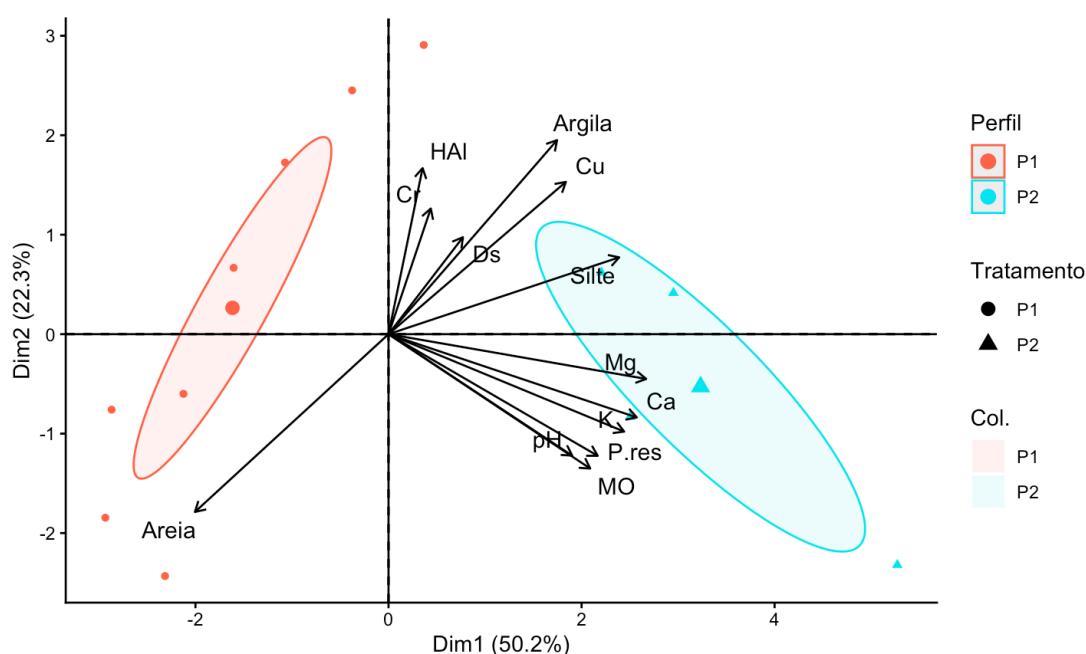
Essa maior dispersão sugere aumento da heterogeneidade do sistema solo após o cultivo, possivelmente decorrente de intervenções antrópicas, como manejo, adição de insumos e alterações na estrutura do solo. Os vetores associados a Cu e Cr mantiveram orientação semelhante à observada nas análises individuais, reforçando a associação desses metais com atributos químicos e com a fração fina do solo, especialmente argila, devido à maior superfície específica e maior capacidade de adsorção dessas partículas (Sparks, 2003; Kabata-Pendias, 2011; Alloway, 2013; Pikuła; Stępień, 2021; Yang *et al.*, 2024).

De modo geral, considerando-se a separação por perfis (P1 e P2), a PCA revelou distinção clara entre os grupos, com divisão evidente ao longo do eixo PC1 (50,2%). O P2 apresentou associação predominante com variáveis químicas, como Ca, Mg, K, pH, P e MO, além de maior proximidade com os vetores de Cu e Cr, indicando maior influência de processos químicos na retenção e distribuição desses elementos. Esse agrupamento indica forte tendência de associação positiva entre esses atributos, sugerindo que solos com maior teor de MO, por exemplo, tendem a apresentar maiores teores de bases trocáveis e maior CTC, o que reflete melhores condições de fertilidade química (Brady; Weil, 2017; Ćirić *et al.*, 2023). Além disso, esse comportamento é coerente com a afinidade do Cu por MO e sítios de adsorção em solos com maior CTC (Kabata-Pendias, 2011).

Em contraste, o P1 esteve mais associado à fração areia, evidenciando um controle mais forte da textura sobre a organização dos atributos nesse perfil. Essa distribuição indica que solos

mais arenosos apresentam menor retenção de nutrientes e menor CTC, comportamento amplamente descrito na literatura, uma vez que frações mais grosseiras possuem menor área superficial e menor atividade coloidal (Novais *et al.*, 2007; Brady; Weil, 2017; Yang *et al.*, 2024). Para além, pode-se afirmar que diferenças pedogenéticas entre os perfis exercem papel fundamental na dinâmica dos metais, influenciando sua distribuição e possíveis mecanismos de retenção (Figura 52).

Figura 52. PCA dos atributos químicos, granulometria e teores de MPTs dos solos estudados (pré e pós-plantio) com diferenciação entre P1 e P2



De forma geral, os resultados indicam que a distribuição de Cu e Cr no sistema solo é controlada por uma combinação de fatores físicos e químicos, com destaque para a influência da fração fina, da MO e do pH (Yang *et al.*, 2024). Além disso, o cultivo promoveu alterações na estrutura multivariada dos dados, aumentando a heterogeneidade do sistema e modificando as relações entre os atributos do solo e os metais. Considerando-se o número reduzido de observações, os resultados devem ser interpretados com cautela, sendo representativos de tendências e padrões exploratórios, mas ainda assim fornecendo informações relevantes sobre os processos pedogenéticos e os efeitos do manejo no sistema solo.

Os resultados analíticos obtidos neste estudo não subsidiam a hipótese inicial de contaminação significativa dos solos por MPTs. Os volumes investigados, localizados na APA do Timburi, apresentaram concentrações de As, Cd e Pb abaixo dos limites de detecção em

todos os pontos e camadas amostradas, tanto antes quanto após o plantio da batata-doce. O Cu, embora presente em teores significativos, permaneceu abaixo do VRQ e do VI estabelecidos pela Cetesb (2021), não configurando risco ambiental. O Cr foi o único elemento a apresentar valores acima do VRQ em algumas camadas do P1, mas mesmo neste caso, os teores não ultrapassaram os limites legais para solos agrícolas.

Esses resultados confrontam a hipótese de que o uso intensivo de agrotóxicos levaria à contaminação dos solos estudados por MPTs. Embora não se descarte a possibilidade de que os agrotóxicos utilizados contenham tais elementos em sua formulação, a ausência de acúmulo significativo nos solos analisados pode revelar que os impactos ambientais da agricultura intensiva podem não se expressar por meio da toxicidade metálica.

Diante disso, argumenta-se que a classificação dos Antropossolos, que se baseia na morfologia desses volumes, precisa ir além do critério da contaminação por metais para abarcar de maneira mais ampla e realista as formas de intervenção humana sobre os solos. A ausência de MPTs nos perfis analisados não significa ausência de impacto antrópico, uma vez que o uso intensivo do solo, o revolvimento sucessivo das camadas, o uso prolongado de agrotóxicos, a alteração das propriedades físico-químicas e a alteração na biota do solo são todas expressões de processos antrópicos profundos que transformam a pedogênese e produzem novas configurações edáficas.

Assim, é oportuno que o conceito de Antropossolo seja ampliado para reconhecer-se outras formas de modificação humana do solo que não se baseiam, além da morfologia, na presença de contaminantes tóxicos, mas que também envolvem transformações estruturais, químicas e biológicas associadas ao manejo agrícola. Essa ampliação conceitual permitiria incluir solos que, embora não contaminados segundo os parâmetros legais, carregam as marcas de uma agricultura intensiva, tecnificada e recorrente, como é o caso dos perfis estudados na APA do Timburi.

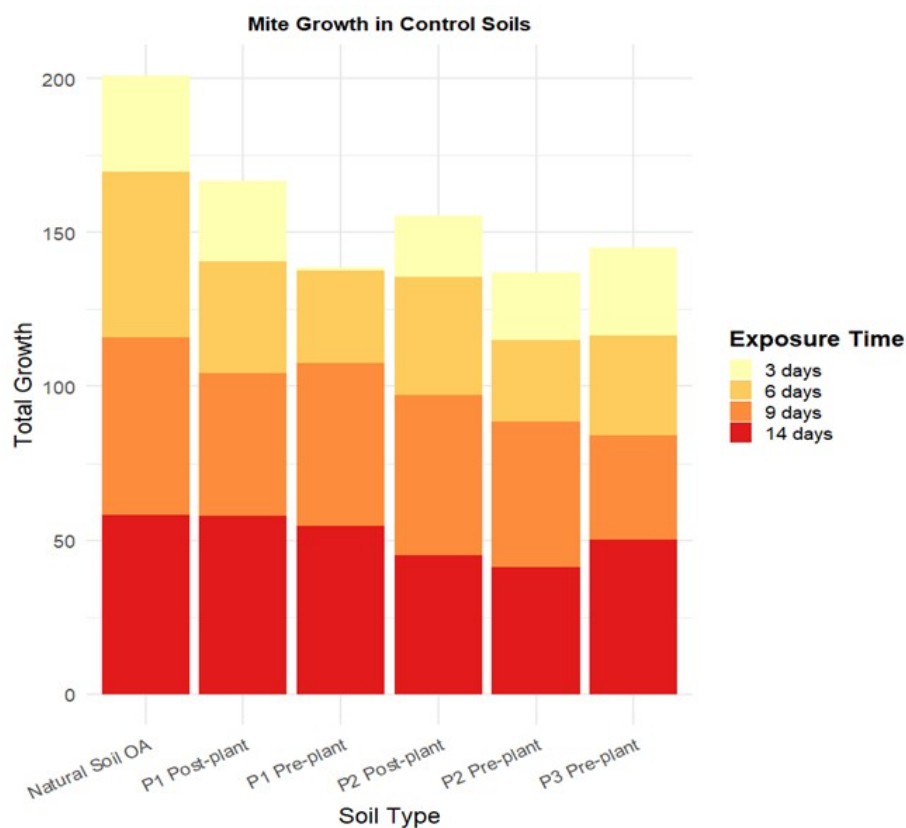
5.5 Testes de toxicidade com ácaros *Oppia nitens* nos solos estudados

5.5.1 Teste de crescimento

Os ácaros apresentaram diferentes mudanças de crescimento (*growth change*) quando expostos ao solo natural¹ (*Natural soil OA*) e aos solos antrópicos (*P1 pre e post-planting*, *P2 pre e post-planting*, e *P3 pre-planting*) (Figura 53).

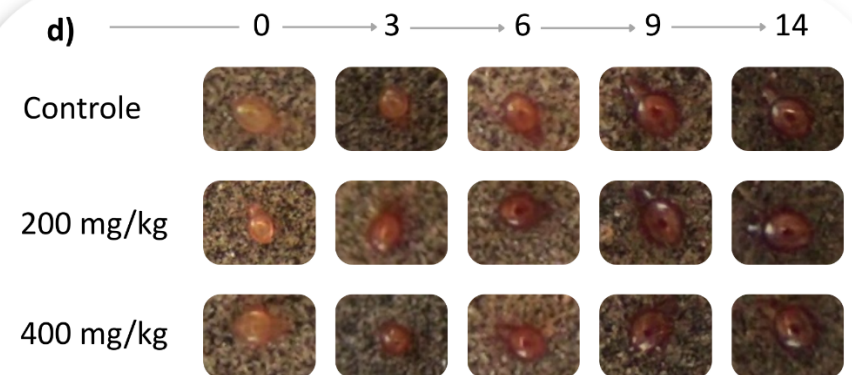
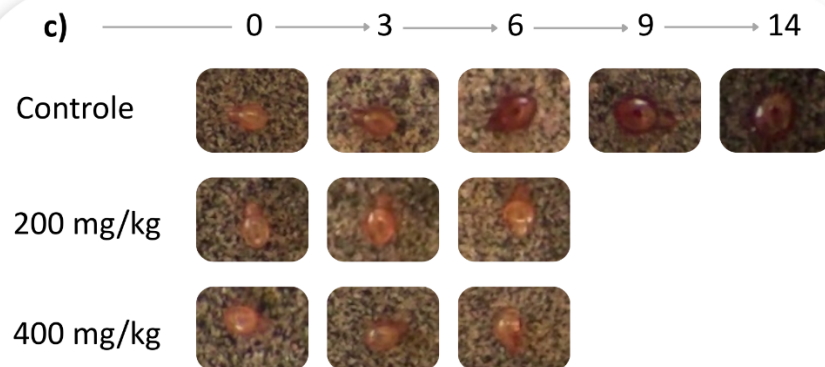
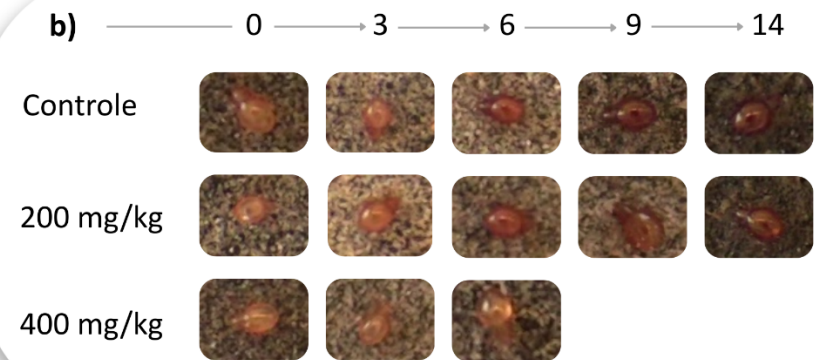
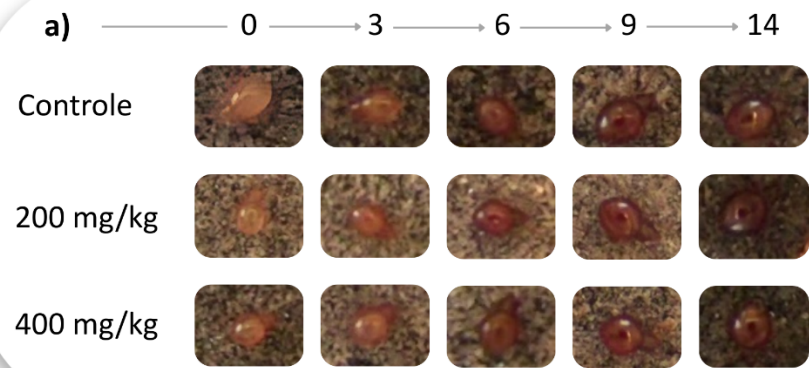
¹ Nos testes ecotoxicológicos realizados com os ácaros *Oppia nitens*, o “solo natural” corresponde ao solo advindo de área de mata residual localizada na APA do Timburi, previamente citada.

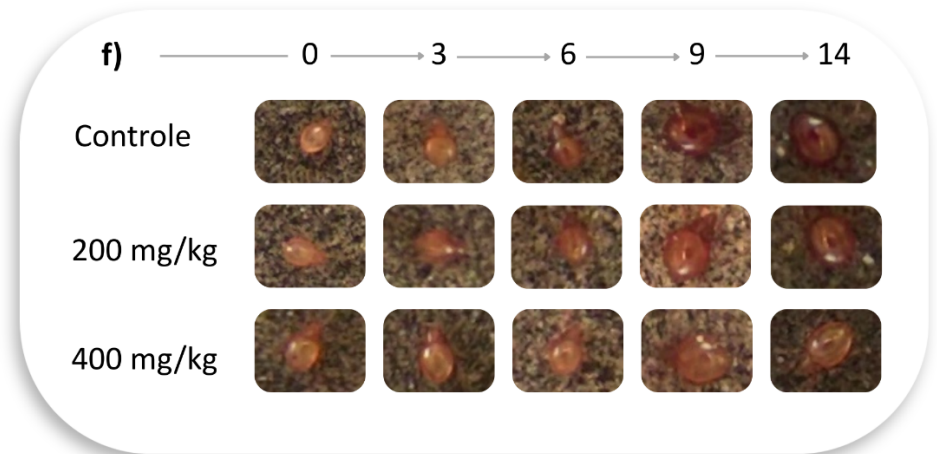
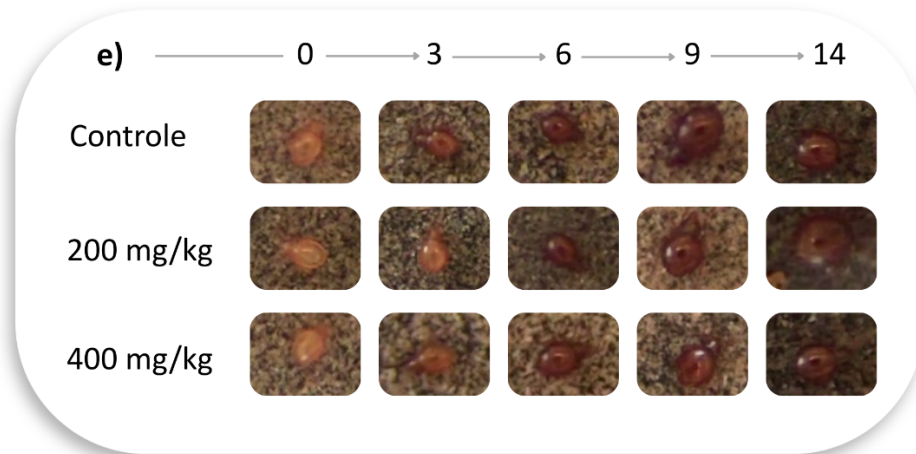
Figura 53. Mudança de crescimento de *Oppia nitens* em solos de mata e antrópicos ao longo do tempo (3, 6, 9 e 14 dias)



Após 14 dias, a mudança de crescimento no solo de mata (*growth change* = 58) foi maior que nos solos antrópicos, com exceção da amostra *P1 post-planting*, que também apresentou valor de mudança de crescimento igual a 58. No entanto, quando o número total de mudanças de crescimento foi considerado para os dias 3, 6, 9 e 14, o solo de mata teve claramente maiores mudanças de crescimento (mudança de crescimento total = 200) que todos os solos antrópicos. Apesar de o solo de mata ter apresentado a maior mudança de crescimento total, indicando melhor desempenho dos ácaros, não houve diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as mudanças de crescimento desse solo e dos solos antrópicos (Figura 54).

Figura 54. Mudança de crescimento de *Oppia nitens* com base na cor do tegumento (em dias)



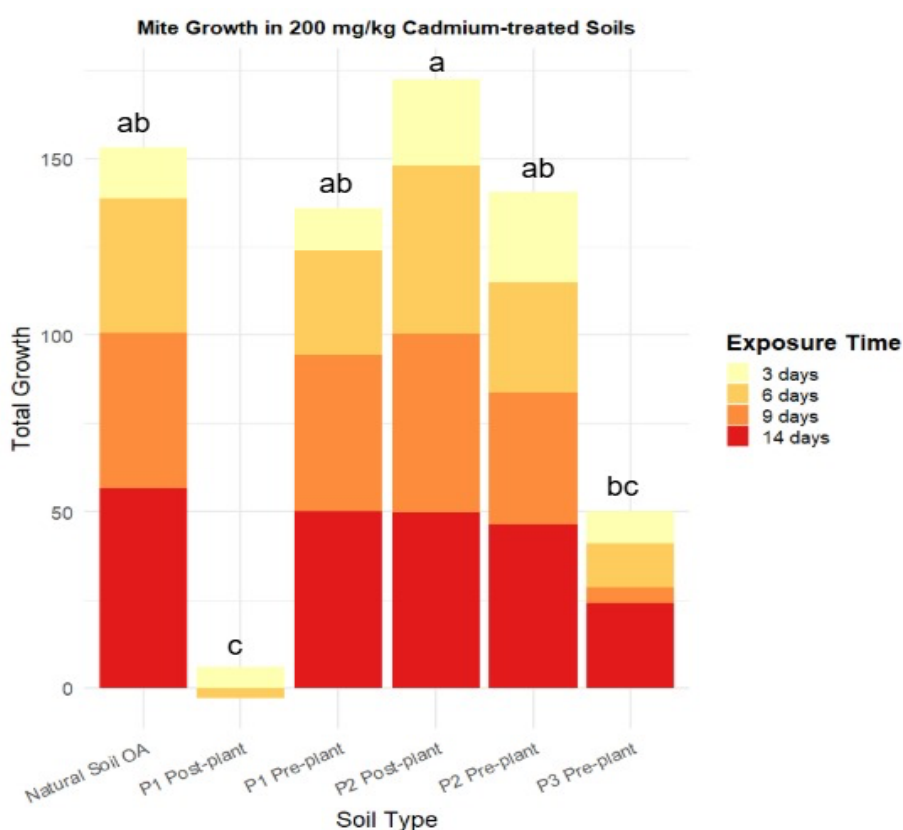


a) Natural soil OA; b) P1 pre-planting; c) P1 post-planting; d) P2 pre-planting; e) P2 post-planting; f) P3 pre-planting.

As respostas de crescimento dos ácaros expostos aos solos tratados com 200 mg/kg de Cd variaram após 14 dias de exposição (32). O solo de mata apresentou a maior mudança de crescimento (mudança = 56) no 14º dia, em comparação aos solos antrópicos. No entanto, ao considerar-se os dias 3, 6 e 9, a amostra *P2 post-planting* apresentou a maior mudança de crescimento total (mudança total = 172), seguida pelo solo de mata.

Em contraste, todos os ácaros expostos ao solo da amostra *P1 post-planting* morreram até o 9º dia, resultando em uma mudança de crescimento total significativamente menor ($p < 0,05$) em relação aos demais solos, com exceção da amostra *P3 pre-planting* (Figura 55).

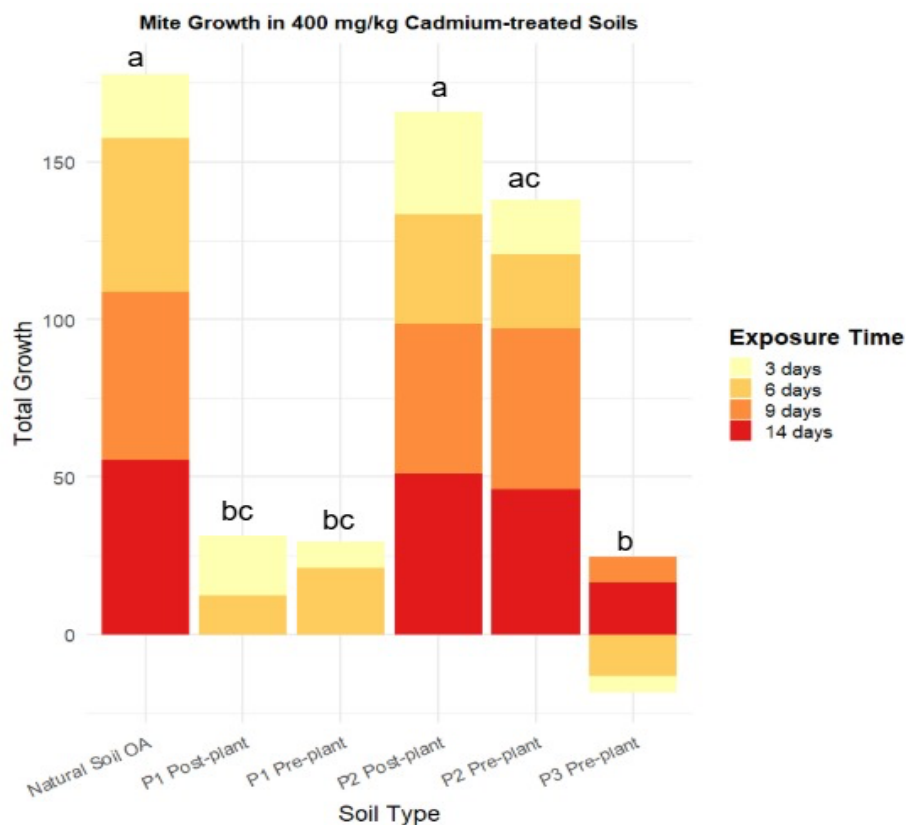
Figura 55. Mudança de crescimento de *Oppia nitens* expostos a 200 mg/kg de Cd em solos de mata e antrópicos por diferentes períodos (3, 6, 9 e 14 dias)



As mudanças de crescimento dos ácaros variaram entre os diferentes solos sob 400 mg/kg de Cd. Após 14 dias de exposição, o solo de mata apresentou a maior mudança de crescimento (55), seguido pela amostra *P2 post-planting* (50) (Figura 56). O solo de mata também apresentou a maior mudança de crescimento total ao se considerar os dias 3, 6, 9 e 14 em conjunto (178), seguido pelo *P2 post-planting* (166). No entanto, os ácaros morreram após 9 dias de exposição nas amostras *P1 pre* e *post-planting*. A mudança de crescimento total observada na amostra *P3 pre-planting* foi significativamente menor ($p < 0,05$) em

relação aos demais solos, com exceção das amostras *P1 pre* e *P1 post-planting*.

Figura 56. Mudança de crescimento de *Oppia nitens* expostos a 400 mg/kg de Cd em solos de mata e antrópicos por diferentes períodos (3, 6, 9 e 14 dias)



Modelos lineares e quadráticos foram ajustados para o crescimento dos ácaros em todos as concentrações de Cd em todos os solos estudados. Os modelos quadráticos forneceram consistentemente um ajuste superior (maior R^2) em comparação aos modelos lineares para todas as amostras e concentrações de Cd, indicando que a dinâmica de crescimento dos ácaros não é linear ao longo do tempo.

Todos os ácaros das amostras *P1 pre-planting* e *P1 post-planting* morreram com 400 mg/kg de Cd, mas os ajustes dos modelos foram fornecidos para 0 e 200 mg/kg (Tabela 9).

Tabela 9. Comparação dos ajustes dos modelos linear e não linear (quadrático) para a taxa de crescimento de *Oppia nitens* expostos a 400 mg/kg de Cd em solos de mata e antrópicos

Amostra de solo	Cd (mg/kg)	R ² linear	R ² quadrática	Inclinação da reta	a Quadrático	b Quadrático	Equação quadrática
<i>Natural soil</i>	400	0,66	0,96 [#]	2,83	-0,57	12,70	Crescimento = $-0,57t^2 + 12,70t + -11,17$
<i>P1 pre-planting</i>	200*	0,88	1,00 [#]	3,42	-0,36	9,71	Crescimento = $-0,36t^2 + 9,71t + -14,35$
<i>P1 post-planting</i>	0*	0,99	1,00 [#]	2,90	-0,09	4,49	Crescimento = $-0,09t^2 + 4,49t + 13,18$
<i>P2 pre-planting</i>	400	0,69	0,82 [#]	2,92	-0,39	9,62	Crescimento = $-0,39t^2 + 9,62t + -11,20$
<i>P2 post-planting</i>	400	0,88	0,89 [#]	1,85	-0,08	3,17	Crescimento = $-0,08t^2 + 3,17t + 22,23$
<i>P3 pre-planting</i>	400	0,73	0,77 [#]	2,42	0,15	-0,20	Crescimento = $0,15t^2 + -0,20t + -8,98$

* concentração de exposição diferente de 400 mg/kg de Cd, pois todos os ácaros estavam mortos nesse nível; # melhor ajuste do modelo.

As taxas instantâneas de crescimento foram mais altas nos primeiros dias e diminuíram (ou em alguns casos aumentaram) à medida que a exposição progrediu do dia 3 ao 14. As maiores taxas instantâneas de crescimento foram observadas na amostra *Natural soil OA* nos dias 3 e 6. No entanto, *P2 pre-planting* apresentou a maior taxa de crescimento instantâneo no dia 9, e *P3 pre-planting* teve a maior no dia 14.

A taxa instantânea de crescimento não pôde ser calculada para as amostras *P1 pre* e *post-planting*, pois os ácaros encontravam-se mortos nas concentrações mais altas de exposição. As taxas instantâneas de crescimento de *Oppia nitens* nas 6 amostras em todas as concentrações de Cd estão disponíveis na Tabela 10.

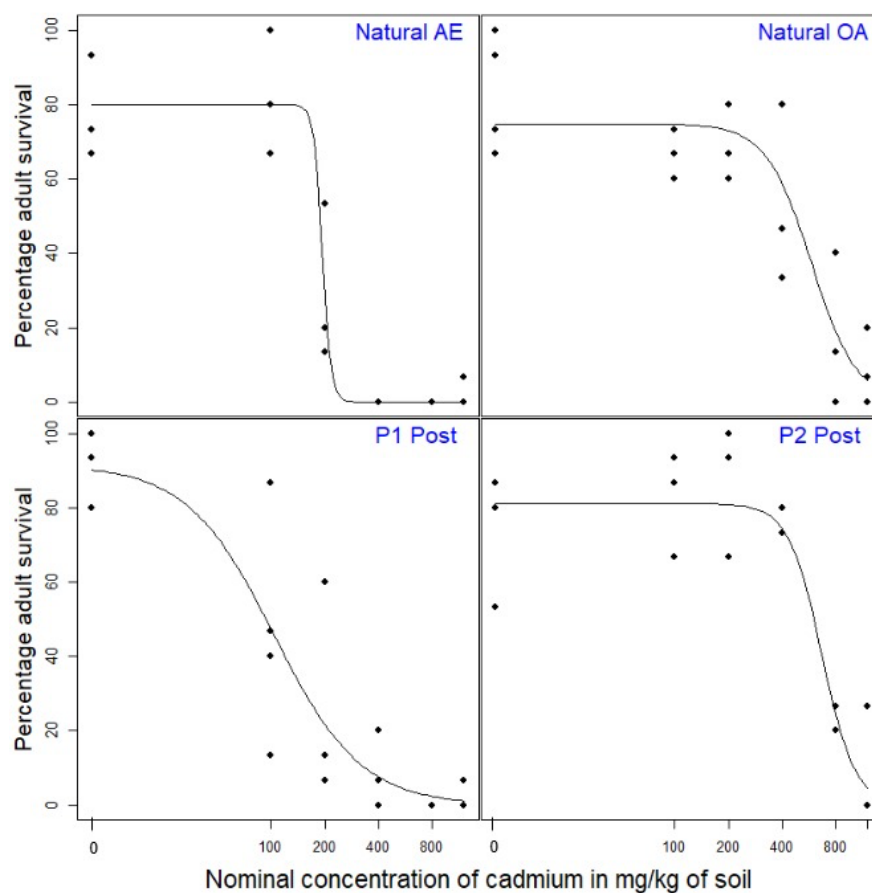
Tabela 10. Taxa instantânea de crescimento de *Oppia nitens* em solos de mata e antrópicos expostos a 400 mg/kg de Cd

Amostra de solo	Dia 3	Dia 6	Dia 9	Dia 14
<i>Natural soil OA</i>	9,27	5,84	2,41	-3,30
<i>P1 pre-planting</i>	*	*	*	*
<i>P1 post-planting</i>	*	*	*	*
<i>P2 pre-planting</i>	7,29	4,96	2,64	-1,24
<i>P2 post-planting</i>	2,71	2,25	1,79	1,03
<i>P3 pre-planting</i>	0,71	1,62	2,53	4,06

5.5.2 Teste de reprodução e sobrevivência

A sobrevivência dos ácaros variou entre 4 amostras de solos (*Natural soil AO*, *Natural soil A/E*, *P1 post-planting* e *P2 post-planting*) após 28 dias de exposição (Figura 57). No *Natural soil A/E*, a sobrevivência dos ácaros foi significativamente afetada ($p < 0,05$) a partir da concentração de 200 mg/kg até a mais alta, de 1200 mg/kg de Cd. Não houve sobrevivência nas concentrações de 400 e 800 mg/kg, e apenas um ácaro sobreviveu a 1200 mg/kg.

Figura 57. Curvas dose-resposta da sobrevivência de *Oppia nitens* expostos a Cd após 28 dias nos solos estudados



No *Natural soil OA*, foi observada toxicidade significativa ($p < 0,05$) entre 800 mg/kg e 1200 mg/kg, enquanto não houve diferenças significativas ($p > 0,05$) entre o controle e as concentrações de 100, 200 e 400 mg/kg. Na amostra *P1 post-planting*, o controle diferiu significativamente ($p < 0,05$) de todas as concentrações testadas. Em *P2 post-planting*, a sobrevivência dos ácaros foi significativamente afetada ($p < 0,05$), em relação ao controle, nas concentrações de 800 e 1200 mg/kg. De modo geral, a toxicidade para a sobrevivência dos ácaros foi mais severa no solo *P1 post-planting* ($CL_{50} = 103$ mg/kg), enquanto o solo *P2 post-planting* apresentou a menor toxicidade ($CL_{50} = 664$ mg/kg) em relação à sobrevivência dos ácaros (Tabela 11).

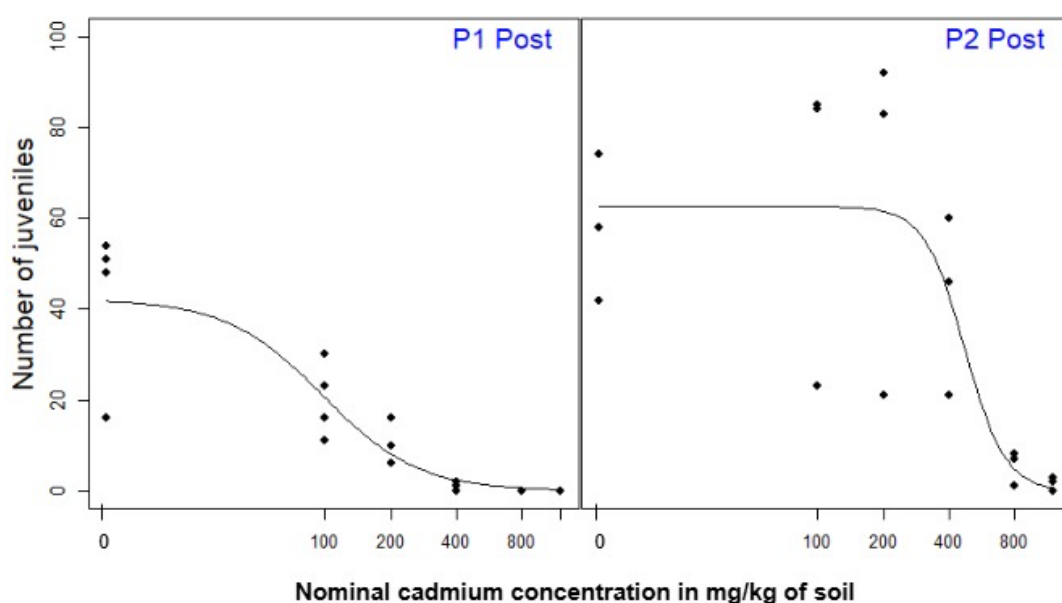
Tabela 11. Concentração letal média (CL₅₀) de Cd para *Oppia nitens* em solos de mata e antrópicos

Amostra	CL ₅₀ (mg/kg)
Natural soil A/E	193 (87 - 299) ^(b)
Natural soil OA	581 (432 - 728) ^(a)
P1 Post	104 (60 - 147) ^(b)
P2 Post	665 (523 - 806) ^(a)

^(a) e ^(b) = diferenças significativas com base na não sobreposição dos intervalos de confiança.

A reprodução dos ácaros variou entre as amostras (Figura 58), sendo que a curva não pôde ser ajustada para as duas amostras advindas do solo de mata, nas quais a reprodução dos ácaros foi inconsistente em todas as concentrações, incluindo o controle. No entanto, a reprodução dos ácaros em qualquer concentração de Cd não foi significativamente diferente do controle ($p > 0,05$) na amostra *P2 post-planting*.

Figura 58. Curvas dose-resposta da reprodução de *Oppia nitens* após 28 dias de exposição a Cd nas amostras *P1* e *P2 post-planting*



Já na amostra *P1 post-planting*, a reprodução dos ácaros no controle foi significativamente diferente ($p < 0,05$) das concentrações de 100, 200, 400, 800 e 1200 mg/kg de Cd. A toxicidade do metal sobre a reprodução dos ácaros foi maior no solo *P1 post-planting*, com uma CE₅₀ de 97 mg/kg em comparação ao solo *P2 post-planting*, com CE₅₀ de 471 mg/kg (Tabela 12).

Tabela 12. Concentração efetiva (CE_{50}) de Cd para reprodução de *Oppia nitens* em solos antrópicos

Amostra	CE_{50} (mg/kg)
<i>P1 post-planting</i>	97 (56 - 138) ^(b)
<i>P2 post-planting</i>	471 (249 - 692) ^(a)
<i>Natural soil A/E</i>	nd
<i>Natural soil OA</i>	nd

^(a), ^(b) = diferenças significativas com base na não sobreposição dos intervalos de confiança; “nd” = não determinado, pois a curva não pôde ser ajustada.

5.6 Enquadramento dos perfis estudados como Antropossolos

No trabalho em questão, partia-se da premissa de que o segundo nível categórico (ou subordens) relacionado aos Antropossolos, proposto por Curcio, Lima e Giarola (2004) e que diz respeito às principais intervenções humanas sobre os diferentes tipos de solo, parecia não dar conta dos solos contaminados por MPTs, uma vez que estes surgem em ambientes rurais, sob intenso uso agrícola e considerável emprego de agrotóxicos. Nesse sentido, considerou-se a hipótese de que a contaminação dos volumes pedológicos por MPTs poderia melhor ser enquadrada caso houvesse uma subordem que os contemplasse. Apesar de a subordem “Líxico” dizer respeito à adição de materiais nocivos ao solo, os volumes contaminados por MPTs presentes em agrotóxicos seriam um caso particular e só poderiam advir da agricultura, sobretudo num dos países que mais consomem tais produtos no mundo.

No entanto, como as concentrações de As, Cd, Pb, Cu e Cr encontradas nos solos em questão foram pouco significativas (Casarini, 2001; Cetesb, 2021), passou-se a considerar uma possível ampliação do conceito de Antropossolos para além da contaminação por metais, compreendendo-se que as transformações humanas nos solos não necessariamente passam pela toxicidade metálica. Diante da ausência de contaminação por MPTs, propõe-se que a classificação dos Antropossolos seja ampliada para que se considerem outras formas de intervenção humana relevantes, como modificações físicas, químicas e biológicas do solo decorrentes do manejo agrícola intensivo e do uso de agrotóxicos.

Por esse viés, partiu-se do estudo elaborado por Curcio, Lima e Giarola (2004) como base classificatória para os solos antrópicos estudados, principalmente porque foi desenvolvido doravante observações de campo realizadas em diversas regiões do Brasil, por pesquisadores com ampla experiência na área (Tabela 13).

Tabela 13. Classificação dos Antropossolos estudados na APA do Timburi

P^a	Classificação como Antropossolo*	Descrição
P1	Antropossolo Decapítico Parciálico	Volumes com exposição de horizontes superficiais (E, B e/ou C)
P2	Antropossolo Decapítico Parciálico	Volumes com exposição de horizontes superficiais (E, B e/ou C)

^a ponto de amostragem; * com base em Curcio, Lima e Giarola (2004).

Os Pontos 1 e 2 puderam ser classificados somente até o 3º nível categórico (grandes grupos), sobretudo porque a classificação seguinte, para o 4º nível, requer o incremento de atributos físicos do solo e a AA, por exemplo, segue a conceituação preconizada pelo SiBCS (Santos *et al.*, 2025). Nesse sentido, como dito anteriormente, de acordo com a Embrapa (Zaroni; Santos, 2021), o critério de classificação da AA em alta (Ta) ou baixa (Tb) não se aplica a solos das classes texturais areia e areia franca, devido à baixa representatividade da fração argila nesses solos.

Como os perfis estudados apresentam predominância de areia, a atividade da argila calculada para as camadas com menor teor de argila deve ser interpretada com cautela (Zaroni; Santos, 2021). Assim, caso o critério de AA pudesse ser utilizado para os solos em questão, esses poderiam ser classificados em: Antropossolo Decapítico Parciálico Tb Eutrófico (P1); e Antropossolo Decapítico Parciálico Ta Eutrófico (P2), já que as camadas diagnósticas de subsuperfície apresentam Tb, no caso do P1, e Ta, no caso do P2. Ainda, conforme os valores de V%, podem ser descritas como eutróficas para os 2 perfis.

Apesar dessa classificação, os perfis de solo estudados também poderiam ser enquadrados como Antropossolos Líticos Órticos Tóxicos, já que apresentam, em sua constituição, materiais tóxicos, sendo, nesse caso, a presença de MPTs ao ambiente e à saúde humana (Curcio; Lima; Giarola, 2004), ainda que sem contaminação.

Com fins de integração entre os resultados obtidos nos diferentes eixos analíticos, apresenta-se um quadro-síntese comparativo entre os perfis de solo estudados, destacando-se suas principais características e implicações funcionais (Quadro 18).

Quadro 18. Síntese dos atributos morfológicos, físicos, químicos e ecotoxicológicos dos perfis e implicações para o enquadramento como Antropossolos

Dimensão	P1	P2	Interpretação
Contexto morfológico	Horizonte A decapitado; mistura de camadas; revolvimento até ~50 cm; presença de carvão em profundidade	Mistura de camadas; ausência aparente de horizonte A; evidências de revolvimento	Ambos apresentam características antrópicas e descaracterização pedogenética
Textura	Predominantemente arenosa a franco-arenosa; incremento de argila na camada Bt	Franco-arenosa a franco-argilo-arenosa; incremento de argila no Bt	Alta fragilidade estrutural associada ao material parental (Formação Adamantina)
Densidade do solo (Ds)	Pico de compactação superficial (1,65 kg/dm ³)	Pico superficial (1,62 kg/dm ³)	Compactação superficial antrópica e descontinuidade estrutural
Permeabilidade (Kfs)	Moderada (≈2,5 cm/h)	Moderada (≈2,5 cm/h)	Boa infiltração, porém, favorece percolação de contaminantes em solos arenosos
Matéria Orgânica (MO)	Baixa (7-18 g/dm ³)	Aumento expressivo pós-plantio (até 38 g/dm ³)	P1 empobrecido; P2 enriquecido artificialmente
pH	Pós-plantio ácido (4,5-4,9); alto H+Al	Pós-plantio neutro (~6,0)	P1 distrófico; P2 com correção por calagem
SB/CTC/V%	Baixos valores pós-plantio; V% < 50%	Valores elevados pós-plantio; V% ~ 90%	P1 quimicamente empobrecido; P2 intensamente manejado
MPTs - pré-plantio	Cr acima do VRQ em algumas camadas (sem ultrapassar o VI); demais abaixo do LD	Todos abaixo do VRQ	Ausência de contaminação significativa
MPTs - pós-plantio	Leve aumento de Cu; Cr permanece acima do VRQ em algumas camadas	Sem incremento significativo	Não há evidência de contaminação agrícola recente
Crescimento dos ácaros (em relação ao solo natural)	Sem diferença significativa <i>versus</i> solo natural	Sem diferença significativa <i>versus</i> solo natural	Solos não apresentam toxicidade espontânea
Crescimento (200	Mortalidade total no pós-	Alta resiliência	P1 altamente sensível

mg/kg Cd)	plantio até dia 9		sob estresse
Crescimento (400 mg/kg Cd)	Mortalidade total (pré e pós)	Mantém o crescimento	Forte vulnerabilidade funcional do P1
CL ₅₀ (sobrevivência)	103 mg/kg	664 mg/kg	P1 ~6x mais sensível
CE ₅₀ (reprodução)	97 mg/kg	471 mg/kg	P1 ~5x mais sensível
Classificação proposta	Antropossolo Decapítico Parciálico*	Antropossolo Decapítico Parciálico*	Ambos antrópicos; distinção funcional relevante

* caso a atividade da argila (AA) fosse considerada, os volumes pedológicos estudados poderiam ser classificados como Antropossolo Decapítico Parciálico Tb Eutrófico (P1) e Antropossolo Decapítico Parciálico Ta Eutrófico (P2).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir das caracterizações morfológica, físico-química e ecotoxicológica dos solos estudados na Área de Proteção Ambiental (APA) do Timburi, em Presidente Prudente/SP, foi possível constatar que ambos os perfis analisados (P1 e P2) apresentam evidências inequívocas de intensa transformação antrópica, sendo, portanto, classificados como Antropossolos Decapíticos Parciálicos. As alterações observadas nas camadas superficiais, com exposição do horizonte E em decorrência da remoção do horizonte A, refletem diretamente o histórico de uso e manejo da área e evidenciam a reconfiguração estrutural desses volumes pedológicos. Essa condição reforça que os solos analisados não devem ser compreendidos apenas como sistemas degradados, mas como sistemas reconfigurados sob ação antrópica, com novas dinâmicas físicas, químicas e biológicas. Nesse contexto, a integração entre descrição morfológica, análises físico-químicas e avaliação ecotoxicológica mostrou-se fundamental para uma compreensão sistêmica do funcionamento desses solos.

As análises relacionadas aos MPTs indicaram que As, Cd e Pb não ultrapassaram o VP ou VI estabelecidos pela Cetesb, evidenciando, sob o ponto de vista normativo, ausência de contaminação significativa. Entretanto, o Cr no P1 apresentou teores sistematicamente superiores ao VRQ, especialmente nas camadas Bt1 e Bt2, que apresentam maiores teores de argila, sugerindo possível influência antrópica preexistente ou concentração natural associada à mineralogia do solo, além de reforçar a necessidade de monitoramento contínuo. O Cu, embora presente em concentrações relevantes, manteve-se dentro dos limites aceitáveis, podendo ser associado ao uso de agrotóxicos, como produtos à base desse elemento.

A incorporação das análises de correlação e da análise de PCA, tanto para os conjuntos de dados separados (pré e pós-plantio) quanto para o conjunto combinado, permitiu aprofundar a compreensão dos mecanismos de controle da distribuição dos metais nos perfis. De forma

consistente, os resultados evidenciaram um controle textural bem definido, no qual a fração argilosa se destaca como principal compartimento de retenção de Cu e Cr, apresentando tendências de associação positivas expressivas, enquanto a fração areia demonstrou associação negativa consistente, indicando menor capacidade de retenção. A fração silte apresentou comportamento intermediário, com associação mais evidente com Cu, reforçando o papel das frações finas na retenção e na dinâmica desses elementos.

Esses padrões foram corroborados pelas PCA individuais, que apontaram para gradientes claros entre solos mais arenosos e solos mais ricos em frações finas e atributos químicos associados à fertilidade. Antes do cultivo, observou-se uma organização multivariada mais equilibrada entre os componentes principais, refletindo o controle combinado de atributos físicos e químicos. Nesse contexto, Cu e Cr apresentaram associação preferencial com variáveis como argila, silte, MO e cátions trocáveis, indicando maior afinidade por ambientes com maior superfície específica e maior capacidade de adsorção. Esses resultados são coerentes com o comportamento geoquímico esperado desses elementos, cuja retenção é favorecida por interações com coloides minerais e orgânicos.

Após o cultivo, a PCA evidenciou uma reorganização da estrutura multivariada dos dados, com maior concentração da variabilidade em um gradiente dominante, sugerindo que o manejo agrícola promoveu alterações nas relações entre os atributos do solo. Paralelamente, as análises de correlação indicaram mudanças nas associações entre os metais e os atributos químicos, com destaque para o Cu, que apresentou redução ou inversão nas correlações com variáveis relacionadas à fertilidade, como pH, SB e cátions trocáveis, sugerindo possível mobilização, redistribuição ou alteração na sua forma de ocorrência no solo. Em contraste, o Cr apresentou aumento nas associações com componentes da matriz do solo, como CTC e cátions, indicando maior estabilização relativa após o cultivo.

A análise combinada dos dados reforçou essas interpretações ao evidenciar separação entre os conjuntos pré e pós-cultivo e aumento da dispersão das amostras após o manejo, indicando maior heterogeneidade do sistema solo. Essa maior variabilidade sugere que o cultivo introduz novos fatores de controle, alterando a interação entre atributos físicos, químicos e metais, e evidenciando que a dinâmica do sistema não permanece estática frente à intervenção antrópica. Além disso, a separação das amostras por perfis (P1 e P2) revelou que as características pedogenéticas exercem papel fundamental na organização do sistema.

O P2 apresentou maior associação com atributos químicos e com os metais, indicando maior capacidade de retenção e maior influência de processos geoquímicos, enquanto o P1 esteve mais fortemente associado à fração arenosa, refletindo menor capacidade de retenção e

maior susceptibilidade à mobilidade dos elementos. Esses resultados evidenciam que a resposta do sistema solo à presença de metais não é homogênea, sendo fortemente condicionada pelas características intrínsecas dos perfis.

Apesar da consistência dos padrões físico-químicos e estatísticos observados, os resultados ecotoxicológicos revelaram uma dimensão adicional fundamental para a interpretação do sistema. Os ensaios com o ácaro *Oppia nitens* indicaram efeitos letais e subletais nos organismos expostos, especialmente nas camadas superficiais, com redução significativa no crescimento e na reprodução. Esses efeitos não apresentaram relação direta com os teores totais de metais, evidenciando que a toxicidade do solo não pode ser explicada exclusivamente pela concentração total de MPTs. Esse resultado reforça a importância de fatores como biodisponibilidade, interação entre contaminantes, MO e condições físico-químicas do solo na determinação da resposta biológica.

Os ensaios com adição de Cd evidenciaram diferenças marcantes entre os perfis, com o P1 apresentando maior sensibilidade, caracterizada por mortalidade precoce, enquanto o P2 demonstrou maior resiliência funcional, com maior capacidade de manutenção do crescimento dos organismos. Esses resultados indicam que os Antropossolos não constituem sistemas funcionalmente homogêneos e que diferentes históricos de uso e características pedogenéticas resultam em respostas ecológicas distintas, mesmo sob condições experimentais controladas.

Dessa forma, este estudo demonstra que a ausência de contaminação significativa segundo parâmetros legais não implica ausência de impactos ecológicos. A transformação antrópica dos solos manifesta-se não apenas na alteração de atributos físicos e químicos, mas também na funcionalidade biológica do sistema, revelando dimensões de degradação ou reconfiguração que não são captadas por análises químicas convencionais. Nesse sentido, a ecotoxicologia se mostra ferramenta essencial para complementar a avaliação da qualidade do solo.

Sob uma perspectiva conceitual, os resultados reforçam que os Antropossolos devem ser compreendidos como sistemas pedológicos reconfigurados, nos quais a pedogênese sob influência antrópica envolve alterações integradas nas propriedades físicas, químicas e biológicas. Essa reconfiguração resulta em novos comportamentos ecológicos, muitas vezes não previsíveis a partir de análises isoladas.

Nesse prisma, ressalta-se que, embora os resultados sejam consistentes e coerentes com a literatura, o número reduzido de observações confere caráter exploratório às análises. Ainda assim, a pesquisa em tela evidencia a importância de abordagens integradas, combinando

análises estatísticas e alterações funcionais detectáveis por meio de bioensaios como dimensão complementar à análise classificatória tradicional.

A ausência de As, Pb e Cd acima dos limites legais reforça a qualidade ambiental geral dos solos da APA do Timburi, especialmente no P2. Ainda assim, recomenda-se cautela no uso contínuo de agrotóxicos e a realização de monitoramentos periódicos. Os resultados também dialogam com a literatura, que aponta limitações na aplicação de protocolos ecotoxicológicos desenvolvidos para regiões temperadas em contextos tropicais, indicando a necessidade de maior adequação metodológica às condições edafoclimáticas brasileiras.

Em síntese, este trabalho demonstra que a avaliação da presença e dos efeitos de MPTs em Antropossolos exige abordagem integrada, na qual a caracterização morfológica e físico-química seja articulada à resposta biológica dos organismos do solo. A transformação antrópica revela-se, portanto, processo multidimensional, envolvendo alterações estruturais, químicas e funcionais que redefinem o comportamento ecológico dos solos. Ao evidenciar essa complexidade, o estudo fortalece a “antropedologia” como campo capaz de interpretar a pedogênese sob domínio humano não apenas como modificação material, mas como reconfiguração sistêmica da funcionalidade do solo.

Por fim, destaca-se a importância de novos estudos sobre Antropossolos em áreas agrícolas tropicais, especialmente aqueles que integrem indicadores biológicos como ferramentas centrais de avaliação da qualidade do solo, reconhecendo que a funcionalidade ecológica constitui dimensão essencial da pedogênese em contextos de intensa intervenção humana no Antropoceno.

7. REFERÊNCIAS

- ACEVEDO, S.; WILLAREDT, M.; O'BRIEN, L. ggsoiltexture: An R package based on ggplot2 for soil texture data visualization. **SoftwareX**, 31, 102293. 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.softx.2025.102293>. Acesso em: 15 mar. 2026.
- ÁDÁM, B.; COCCO, P.; GODDERIS, L. Hazardous Effects of Pesticides on Human Health. **Toxics**, 12, 186, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/toxics12030186>. Acesso em: 03 dez. 2025.
- ADIMALLA, N. Heavy metals pollution assessment and its associated human health risk evaluation of urban soils from Indian cities: a review. **Environ. Geochim. Health**. 42(1). 2020. P. 173-190. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31093816/>. Acesso em: 04 set. 2025.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). **Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos - PARA**: Relatório das amostras analisadas no período de 2017- 2018. Primeiro ciclo do plano plurianual 2017-2020.

Brasília. 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/assuntos/agrotoxicos/programa-de-analise-de-residuos-em-alimentos/arquivos/3770json-file-1>. Acesso em: 15 mar. 2025.

_____. **Publicada reclassificação toxicológica de agrotóxicos (on-line)**. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/assuntos/noticias-anvisa/2019/publicada-reclassificacao-toxicologica-de-agrotoxicos>. Acesso em: 04 set. 2025.

ALBUQUERQUE, F. Agentes, processos e feições erosivas em voçoroca conectada à rede de drenagem do rio Coreaú, em Coreaú, Ceará. **Revista Casa da Geografia de Sobral**. v. 8/9, nº 1. 2006/2007. p. 11-20. Disponível em: <https://rcgs.uvanet.br/index.php/RCGS/article/view/105/134>.

ALEMANHA. **Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)**, de 12 de julho de 1999. Regulamenta a proteção do solo e áreas contaminadas. 1999. Disponível em: <https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschv/>. Acesso em: 13 jan. 2026.

ALENGEBAWY, A.; ABDELKHALEK, S. T.; QURESHI, S. R. *et al.* Heavy metals and pesticides toxicity in agricultural soil and plants: ecological risks and human health implications. **Toxics**, v. 9, n. 3, p. 42, 2021. DOI: 10.3390/toxics9030042.

ALLOWAY, B. J. Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils. In. ALLOWAY, B. J. (Ed). **Heavy Metals in Soils**. 2013. p. 11-50. Dordrecht: Springer.

ALTIERI, M. A. Linking ecologists and traditional farmers in the search for sustainable agriculture. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 1, p. 35-42, 2004. DOI: 10.1890/1540-9295(2004)002[0035:LEATFI]2.0.CO;2.

_____.; NICHOLLS, C. I. Agroecology: Challenges and opportunities for farming in the Anthropocene. **International Journal of Agriculture and Natural Resources**. Berkeley, California. 47(3). p. 204-215. 2020. Disponível em: <https://www.scielo.cl/pdf/ijanr/v47n3/2452-5731-ijanr-47-03-0204.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2025.

ALWSCI. **Heavy metal content testing analytical method**. 2024. Disponível em: <https://www.alwsci.com/news/heavy-metal-content-testing-analytical-method-81549577.html>. Acesso em: 13 fev. 2026.

ANDRÉA, M. M. The use of earthworms as bioindicators of soil contamination. **Acta Zoológica Mexicana**. Special Issue 2: 95-107. 2010. Disponível em: <https://www.scielo.org.mx/pdf/azm/v26nspe2/v26nspe2a7.pdf>. Acesso em: 09 out. 2024.

AQUINO, A. M. **Fauna do Solo e sua Inserção na Regulação Funcional do Agroecossistema**. Miolo Biota, p. 47-76. 2006.

AROCA, R. **Surface-enhanced vibrational spectroscopy**. Editora Wiley. Chichester, England. 2006. Disponível em: <https://dokumen.tips/documents/surface-enhanced-vibrationalspectroscopy-arocasurface-enhanced-vibrational.html?page=1>. Acesso em: 15 mar. 2025.

BARCELOS, E. A. S. Antropoceno ou Capitaloceno: da simples disputa semântica à interpretação histórica da crise ecológica global. **Revibec: Revista Iberoamericana de Economía Ecológica**, 2019, v. 31, p. 1–17. Disponível em:

<https://www.raco.cat/index.php/Revibec/article/view/361039>. Acesso em: 01 dez. 2025.

BARDGETT, R.; VAN DER PUTTEN, W. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. **Nature** 515, 505-511. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature13855>. Acesso em: 10 dez. 2025.

BARETTA, D.; FERREIRA, C. S.; SOUSA, J. P. *et al.* Colêmbolos (Hexapoda: *Collembola*) como bioindicadores de qualidade do solo em áreas com *Araucaria angustifolia*. **R. Bras. Ci. Solo.**, 32:2693-2699, 2008.

BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P.; SEGAT, J. C. *et al.* Fauna edáfica e qualidade do solo. Viçosa: **Tópicos em Ciência do Solo**, n. 7, p. 119-170, 2011. Disponível em: <https://agrarias.ufpr.br/marzagao/wp-content/uploads/sites/25/2020/06/Baretta-D.-et-al-Fauna-ed%C3%A1fica-e-qualidade-do-solo.pdf>. Acesso em: 1 fev. 2026.

BASÍLIO, L. S. P. **Pluralidade da batata-doce do campo à mesa: uma revisão narrativa**. Open Science Research. Vol 1. 2022. p. 175-190. Disponível em: <https://downloads.editoracientifica.com.br/articles/220107403.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2025.

BBC NEWS BRASIL. **25 imagens impactantes da tragédia das chuvas no Rio Grande do Sul**. 2024. Disponível em: <https://www.bbc.com/portuguese/articles/cx7d1ppl0lzo>. Acesso em: 22 abr. 2025.

BEHAN-PELLETIER, V. M. Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 74, n. 1-3, p. 411-423, 1999. DOI: 10.1016/S0167-8809(99)00046-8.

BENITES, V. M.; CARVALHO, M. C. S.; RESENDE, A. V. *et al.* Potássio, cálcio e magnésio. In. PROCHNOW, L. I.; CASARIN, V.; STIPP, S. R. (Eds.). **Boas práticas para uso eficiente de fertilizantes**. 2010. p. 134-203. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/870566>. Acesso em: 01 fev. 2025.

BOISE, E.; AMAECHI, C. F.; AHATOR, F. Heavy metal contents of some common tubers sold in Benin Metropolis, Benin City, Nigeria. **FUTY Journal of the Environment**. Vol. 14 nº 3, September, 2020. Disponível em: <https://www.ajol.info/index.php/fje/article/view/214778/202560>. Acesso em: 16 mar, 2025.

BOMBARDI, L. M. **Geografia do uso de agrotóxicos no Brasil e conexões com a União Europeia**. São Paulo: FFLCH/USP. 2017. 292 p. Disponível em: https://ecotoxbrasil.org.br/upload/587ed92192e9dbe77bddffd31cbe25a7-e-book_atlas_agrot_axico_2017_larissa_bombardi.pdf. Acesso em: 15 mar. 2025.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The nature and properties of soils**. 15. ed. Boston: Pearson, 2017.

BRAIBANTE, M. E. F.; ZAPPE, J. A. A química dos agrotóxicos. **A Química na Nova Escola**. Vol. 34, nº 1. 2012. p. 10-15. Disponível em: <https://www.yumpu.com/pt/document/view/26437426/a-quimica-dos-agrotoxicos-qnesc>. Acesso em: 04 set. 2025.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 10, de 14 de dezembro de 1988**. Dispõe sobre a regulamentação das Áreas de Proteção Ambiental - APAs. Publicada no Diário Oficial da União, 11 ago. 1989, Seção 1, p. 13660-13661. Revogada pela Resolução CONAMA nº 428, de 2010.

BRASIL. **Decreto n. 4.074, de 4 de janeiro de 2002**. Regulamenta a Lei n. 7.802/89 (lei federal dos agrotóxicos). Brasília, Diário Oficial da União, 8 jan. 2002.

BREVIK, E.C.; HARTEMINK, A.E. Early Soil Knowledge and the Birth and Development of Soil Science. **Catena**, 83, 23-33. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.06.011>. Acesso em: 25 nov. 2025.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E.L.G.; POVINELLI, J. *et al.* **Avaliação ambiental do rio Mogi-Guaçu: resultados de uma pesquisa com abordagem ecossistêmica**. São Carlos: Rima Editora, 2002.

BUCH, A. C.; BROWN, G. G.; CORREIA, M. E. F. *et al.* Ecotoxicology of mercury in tropical forest soils: Impact on earthworms. **Science of the Total Environment**, v. 589, p. 222-231, 2017. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.150.

BUOL, S. W. *et al.* (Eds.). **Soil genesis and classification**. 6. ed. Chichester: Wiley-Blackwell, 2011.

CALVÃO, A. L. O homem do campo e as questões ambientais: culturas tradicionais x revolução verde - suas mazelas e as alternativas possíveis. **Sinapse Múltipla**, 6(1), jul., 82-89, 2017. Disponível em: <https://periodicos.pucminas.br/sinapsemultipla/article/view/15395/11897>. Acesso em: 02 dez. 2025.

CAPRA, G. F. *et al.* A review on anthropogenic soils from a worldwide perspective. **Journal of Soils and Sediments** 15(7). 2015. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/274894292_A_review_on_anthropogenic_soils_from_a_worldwide_perspective. Acesso em: 15 mar. 2025.

CARNEIRO, F. F. *et al.* Segurança Alimentar e nutricional e saúde. Parte 1. In CARNEIRO, F. F. *et al.* (org.) **Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde**. Rio de Janeiro: EPSJV; São Paulo: Expressão Popular, 2015. Disponível em: Acesso: 15 ago. 2025.

CARSON, R. **Silent spring**. Boston: Houghton Mifflin, 1962.

CASARINI, D. C. P. *et al.* **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2001.

CENTENO, L. *et al.* Textura do solo: conceitos e aplicações em solos arenosos. **Revista Brasileira de Engenharia e Sustentabilidade**. Pelotas, v.4, n.1, p. 31-37, jul. 2017. Disponível em: <https://periodicos.ufpel.edu.br/ojs2/index.php/RBES/article/view/11576/7912>. Acesso em: 25 set. 2025.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **O que são áreas contaminadas?**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/o-que-sao-areas-contaminadas/>. Acesso em: 01 fev. 2026.

_____. **Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo - 2005, em substituição aos Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências**. Diário Oficial do Estado. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 3.12.2005, 115(227). p. 22-23. Retificação 13.12.2005, 115(233) p. 42.

_____. **Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo**. São Paulo, CETESB, 2001. 73p. Disponível em: <https://repositorio.cetesb.sp.gov.br/server/api/core/bitstreams/451feb1f-c6f8-47ec-b131-2fdbff2116a9/content>. Acesso em: 15 dez. 2025.

_____. **Áreas contaminadas: o que são áreas contaminadas?**. s/d. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/o-que-sao-areas-contaminadas/>. Acesso em: 04 set. 2025.

_____. Ficha de informação toxicológica: **Arsênio**. São Paulo: CETESB, 2022. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores/wp-content/uploads/sites/24/2019/10/Arsenio.pdf>. Acesso em: 01 fev. 2025.

_____. Ficha de informação toxicológica: **Cádmio e seus compostos**. São Paulo: CETESB, 2012. Disponível em: <https://repositorio.cetesb.sp.gov.br/server/api/core/bitstreams/7d815190-4cd1-4d28-a189-a7ed4b6308e8/content>. Acesso em: 01 fev. 2025.

_____. Ficha de informação toxicológica: **Crômio e seus compostos**. São Paulo: CETESB, jan. 2012. Disponível em: <https://repositorio.cetesb.sp.gov.br/server/api/core/bitstreams/9e3dec77-e155-49fc-9069-508921c6f14f/content>. Acesso em: 01 fev. 2025.

_____. Ficha de informação toxicológica: **Cobre**. São Paulo: CETESB, fev. 2022. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2022/02/Cobre.pdf?cash%20399%20pg%20dhd.shtml>. Acesso em 02 fev. 2025.

CHAKRABORTY, A. Why the anthropocene epoch is a more pertinent concept than the anthropocene event for understanding ongoing Earth system transition. **The Anthropocene Review**, 2025, Vol. 12(1) 118-128. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/20530196241270665>. Acesso em: 22 abr. 2025.

CHAVES, R. S.; MORAES, S. S.; LIRA-DA-SILVA, R. M. Por que ensinar Tempo Geológico na Educação Básica? **Terrae Didática**, 14(3). 2018. p. 233-244. Disponível em: <https://periodicos.sbu.unicamp.br/ojs/index.php/td/article/view/8652309/18404>. Acesso em: 10 de set. 2025.

CHWAŁCZYK, F. Around the Anthropocene in Eighty Names - Considering the Urbanocene Proposition. **Sustainability**, 12, 4558, 2020. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/12/11/4458>. Acesso em: 10 jan. 2025.

ĆIRIĆ, V.; PREKOP, N.; ŠEREMEŠIĆ, S. *et al.* The implication of cation exchange capacity (CEC) assessment for soil quality management and improvement. **Agriculture and Forestry**, 69 (4): 113-133. doi:10.17707/AgricultForest.69.4.08. 2023.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Disponível em: conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=601. Acesso em: 01 jan. 2025.

COSTA, J.; TAPIA-CORAL, S.; SOARES, E *et al.*, Conflitos na Área de Preservação Ambiental Tarumã-Açu/Tarumã-Mirim: proteger para quem? In. Congresso Brasileiro de Agroecologia, 7., 2011, Fortaleza, CE. **Anais do VII Congresso Brasileiro de Agroecologia**. Fortaleza: Associação Brasileira de Agroecologia, 2011. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/915404/1/AgroecologiaJoanne.pdf>. Acesso em: 22 jan. 2026.

COULIBALY, S. F. M.; AUBERT, M.; BRUNET, N. *et al.* Short-term dynamic responses of soil properties and soil fauna under contrasting tillage systems. **Soil and Tillage Research**, v. 215, p. 105191, 2022. DOI: 10.1016/j.still.2021.105191. Acesso em: 23 jan. 2026.

CRUTZEN, P. J.; STOERMER, E. F. The “Anthropocene”. **IGBP Global Change Newsletter**, Stockholm, n. 41, p. 17-18. 2000. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-82202-6_2. Acesso em: 25 mar. 2025.

_____. Geology of mankind. **Nature** 415, 23, 2002. <https://doi.org/10.1038/415023a>.

CURCIO, G.; LIMA, V.; GIAROLA, N. **Antropossolos**: proposta de ordem (1ª aproximação. Colombo: Embrapa Florestas, 2004. 49 p. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/311308/1/doc101.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2025.

DAHLMAN, O. Development of Human Societies. In. Securing Our Future. **Advanced Sciences and Technologies for Security Applications**. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-88858-8_4. 2025.

DE KIMPE, C. R.; MOREL, J. L. Urban Soil Management: a growing concern. **Soil Science**, Vol. 165, No. 1, 2000. p. 31-40.

DELGADO, G. C. **Do capital financeiro na agricultura à economia do agronegócio**: mudanças cíclicas em meio século (1965-2012). Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2012.

DE LA CADENA, M. **Uncommoning nature** (*on-line*). E-flux Journal. 56th Biennale. 2015. Disponível em: <http://supercommunity.e-flux.com/authors/marisol-de-la-cadena/>. Acesso em: 01 set. 2025.

DINDAL, D. L. (Ed.) 1990. **Soil biology guide**. New York: Wiley Interscience, XVIII. 1349 p.

DONATON, G. **Estratégias de reprodução social e econômica em pequenas unidades**

produtivas rurais: o caso dos Bairros Rurais 1º de Maio/Timburi e Ponte Alta/córrego da Onça no município de Presidente Prudente (SP). Monografia (Bacharelado em Geografia). Faculdade de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente. 2013. 112 p.

DORAN, J.W.; ZEISS, M.R. Soil Health and Sustainability: Managing the Biotic Component of Soil Quality. **Applied Soil Ecology**. 2000. 15, p. 3-11.
[https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00067-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00067-6).

DROR, I.; YARON, B.; BERKOWITZ, B. The Human Impact on All Soil-Forming Factors during the Anthropocene. **ACS Environmental**. Au, Vol.2(1). 2022. p. 11-19. Disponível em: https://weizmann.esploro.exlibrisgroup.com/esploro/outputs/editorial/The-Human-Impact-on-All-Soil-Forming/993298447803596?institution=972WIS_INST. Acesso em: 15 mar. 2025.

DUDAL, R. The sixth factor of soil formation. Institute for Land and Water Management, Belgium. **International Conference on Soil Classification**, 2004 (Russia). 2004. Disponível em: https://proprights.org/PDFs/workshop_2011/References/BAS/Soil%20References/Human%20Created%20Soils.pdf. Acesso em: 15 mar. 2025.

ELLIS, E. C. Physical geography in the Anthropocene. **Progress in Physical Geography: Earth and Environment**, v. 41, n. 5, p. 525-532, 2017. DOI: 10.1177/0309133317736424.

_____. **Anthropocene: a very short introduction**. Oxford University Press. New York, USA. 2018. ISBN 978-0-19-879298-7.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **A cultura da batata-doce**. Centro Nacional Pesquisa de Hortaliças. Brasília, 1995. 94 p. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/162018/1/A-cultura-da-batata-doce.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2025.

_____. **Como plantar batata-doce**. Hortaliças. 2021. Disponível em: <https://www.embrapa.br/web/portal/hortalicas/batata-doce>. Acesso em: 15 mar. 2025.

_____. **Cultivares de batata-doce da Embrapa**. Disponível em: <https://www.embrapa.br/cultivar/batata-doce>. Acesso em: 15 mar. 2025.

FAJANA, H. O.; GAINER, A.; JEGEDE, O. O. *et al.* *Oppia nitens* C.L. Koch, 1836 (Acari: Oribatida): current status of its bionomics and relevance as a model invertebrate in soil ecotoxicology. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 38, n. 12, p. 2593-2613, 2019. DOI: 10.1002/etc.4574. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/etc.4574>. Acesso em: 1 dez. 2025.

_____. JEGEDE, O. O.; JAMES, K. Uptake, toxicity, and maternal transfer of cadmium in the oribatid soil mite, *Oppia nitens*: implication in the risk assessment of cadmium to soil invertebrates. **Environmental Pollution**, v. 259, 113912, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S026974911935777X>. Acesso em: 08 jan. 2026.

FALCÃO, N. P. S. Terra preta de índio. In. SANTOS, G. M.; PEREIRA, A. M. R. F. (Org.) **Caderno de Debates - TOMO XV. Terra Preta de Índio: Sustentabilidade e Desenvolvimento**. 15ed. Manaus: Editora INPA, 2019, v. 15, p. 11-31.

FAN, M. *et al.* Distribution and source identification of potentially toxic elements in agricultural soils through high-resolution sampling. **Environmental Pollution**. Volume 263, Part B. 2020. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749119370228>. Acesso em: 10 jan. 2025.

FELDENS, L. **O homem, a agricultura e a história**. Lajeado/RS: Ed. Univates. 2018. 167 p. Disponível em: https://www.univates.br/editora-univates/media/publicacoes/246/pdf_246.pdf. Acesso em: 15 mar. 2025.

FIERA, C. Biodiversity of Collembola in urban soils and their use as bioindicators for pollution. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 44, n. 8, p. 868-873, ago. 2009. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/pab/a/5pXBXN3RznFCr6JYhfrn6zn/>. Acesso em: 13 jan. 2026.

FILIZOLA, H. F.; PESSOA, M. C. P. Y.; GOMES, M. A. F. *et al.* Contaminação dos solos em áreas agrícolas. In. MANZATTO, C. V.; FREITAS JUNIOR, E. de; PERES, J. R. R. (Eds.). **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. p. 79-86. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1076629>. Acesso em: 01 fev. 2025.

FONTANA NETA, H. F.; CARQUEIJA, C. R. G. **Analysis of the potential of spiders as bioindicators of heavy metal contamination**. Article (Specialization in Environmental Solutions and Technologies) - SENAI CIMATEC University Center, Salvador, 2018. 12 p. Disponível em: <http://repositoriosenaiba.fieb.org.br/handle/fieb/1520>. Acesso em: 10 out. 2024.

FONTES, M.P.F.; WEED, S.B. Phosphate Adsorption by Clays from Brazilian Oxisols: Relationships With Specific Surface Area and Mineralogy. **Geoderma**, 72, 37-51. 1996. [http://dx.doi.org/10.1016/0016-7061\(96\)00010-9](http://dx.doi.org/10.1016/0016-7061(96)00010-9).

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Status of the World's Soil Resources**. Rome: FAO, 2015.

_____.; INTERGOVERNMENTAL TECHNICAL PANEL ON SOILS (ITPS); GLOBAL SOIL BIODIVERSITY INITIATIVE (GSBI); *et al.* **State of knowledge of soil biodiversity: status, challenges and potentialities** [recurso eletrônico]. Roma, 2020. 583 p. Disponível em: <https://openknowledge.fao.org/items/24035f6b-eed4-40a8-a838-b45b866c35c2>. Acesso em: 1 dez. 2025.

_____.; PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE (PNUMA). **Global assessment of soil pollution - Summary for policy makers**. Rome. 2021. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/report/global-assessment-soil-pollution>. Acesso em: 04 set. 2025.

_____. **The state of the world's land and water resources for food and agriculture - Systems at breaking point**. Synthesis report. Rome. 2021.

_____; WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Maximum residue limits (MRLs) for pesticides**. Rome: Codex Alimentarius, 2023.

FROTA, M. T. B. A.; SIQUEIRA, C. E. Agrotóxicos: os venenos ocultos na nossa mesa. **Cadernos de Saúde Pública**. 37(2). 2021. p. 1-5. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/csp/a/pWgs4R38wDw6NBWKzYshwYx/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 15 mar. 2025.

FUKUSHIMA, A. R.; AZEVEDO, F. A. de. História da Toxicologia brasileira: Parte I - breve panorama brasileiro. **Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 2-32, out. 2008. Disponível em: <http://autores.revistarevinter.com.br/index.php?journal=toxicologia&page=article&op=view&path%5B%5D=3>. Acesso em: 14 dez. 2025.

FUSHIMI, M. Vulnerabilidade Ambiental aos processos erosivos lineares nas áreas rurais do **município de Presidente Prudente-SP**. 2012. 141 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2012.

GAO, M.; YAN, X.; LI, X. *et al.* The Integration and Growth of R in Soil Research: A 10-Year Analysis. **Ecol Evol**. 15(7):e71545. doi: 10.1002/ece3.71545. PMID: 40584682; PMCID: PMC12202774. 2025.

GEISEN, S.; WALL, D. H.; VAN DER PUTTEN, W. H. Challenges and Opportunities for Soil Biodiversity in the Anthropocene. **Current Biology**. 2019. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31593662/>. Acesso em: 15 mar. 2025.

GIBBARD, P. L.; BAUER, A. M.; EDGEWORTH, M. *et al.* A practical solution: the Anthropocene is a geological event, not a formal epoch. **Episodes**, v. 45, p. 349-357, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.18814/epiiugs/2021/021029>. Acesso em: 22 abr. 2025.

GIFFARD, B.; WINTER, S.; GUIDONI, S. *et al.* Vineyard management and its impacts on soil biodiversity, functions, and ecosystem services. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 10, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.850272>.

GOLIA, E. E.; BILIAS, F.; GOULIOU, E. *et al.* Chromium species and fractions in agricultural and urban Mediterranean soils: effects of aging and soil properties on soil Cr (III) and Cr (VI) availability. **Land**, v. 14, n. 11, p. 2157, 2025. DOI: 10.3390/land14112157.

GOMES, B. C. V.; KUMMER, G.; PEREIRA, M. M. S. M. *et al.* Toxicological potential of metals present in soils of cemeteries in Santa Maria-RS. **Ambiente & Água**, vol. 11, no. 1. Taubaté, 2016, p. 146-155.

GONG, Z.; ZHANG, G. Chinese Soil Taxonomy: A milestone of soil classification in China. **Science Foundation in China**, v. 15, p. 41-45, 2007. Disponível em: https://www.nsfc.gov.cn/csc/20345/20350/pdf/2007/Chinese%20Soil%20Taxonomy_A%20Milestone%20of%20Soil%20Classification%20in%20China.pdf. Acesso em: 10 jan. 2026.

GUEDES, A. **Retorno do Brasil ao Mapa da Fome da ONU preocupa senadores e estudiosos**. Agência Senado. 2022. Disponível em: <https://www12.senado.leg.br/noticias/infomaterias/2022/10/retorno-do-brasil-ao-mapa-da-fome-da-onu-preocupa-senadores-e-estudiosos>. Acesso em: 15 mar. 2025.

GUERRA, A. J. T.; BOTELHO, R. G. M. Características e propriedades dos solos relevantes para os estudos pedológicos e análise dos processos erosivos. **Anuário do Instituto de Geociências**, Rio de Janeiro, v. 19, p. 93-114, 1996. DOI: 10.11137/1996_0_93-114. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/aigeo/article/view/6168>. Acesso em: 01 dez. 2025.

GUERRA, A.T; GUERRA, A. J. T. **Novo dicionário geológico-geomorfológico**. 12.ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 2018.

GUERRA, M. B. B. *et al.* Heavy Metals Contamination in Century-Old Manmade Technosols of Hope Bay, Antarctic Peninsula. **Water, Air & Soil Pollution**. Volume 222. 2011. p. 91-102. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-011-0811-z>. Acesso em: 11 jan. 2024.

GUIMARÃES, J. **No 2º maior polo de produção de batata-doce no Brasil, Batatec apresenta variedade gastronômica e novidades tecnológicas**. G1 - São Paulo: Presidente Prudente e Região, 17 jul. 2024. Disponível em: <https://g1.globo.com/sp/presidente-prudente-regiao/noticia/2024/07/17/no-2o-maior-polo-de-producao-de-batata-doce-no-brasil-batatec-apresenta-variedade-gastronomica-e-novidades-tecnologicas.ghtml>. Acesso em: 01 fev. 2025.

HARAWAY, D. **Staying with the trouble: Making kin in the Chthulucene**. Duke University Press, 2016.

HARTEMINK, A. Into the Pedocene - pedology of a changing world. **Eur J Soil Sci**. 74:e13399. p. 1-6. 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ejss.13399>. Acesso em: 02 jan. 2026.

HEAD M. J.; ZALASIEWICZ J. A.; WATERS C. N. *et al.* **The Anthropocene is a prospective epoch/series, not a geological event**. Episodes 2023. 46, p. 229-238. <https://doi.org/10.18814/epiiugs/2022/022025>.

HELSEL, D. R.; HIRSCH, R. M.; RYBERG, K. R. *et al.* **Statistical methods in water resources**. Reston: U.S. Geological Survey (Techniques and Methods, book 4, chap. A3). DOI: 10.3133/tm4A3. 2020. Disponível em: <https://pubs.usgs.gov/tm/04/a03/tm4a3.pdf>. Acesso em: 02 fev. 2026.

HESPANHOL, A. N. POLÍTICAS PÚBLICAS, MODERNIZAÇÃO E CRISE DA AGRICULTURA BRASILEIRA. **Revista Faz Ciência**, [S. l.], v. 1, n. 1, p. 38, 2013. DOI: 10.48075/rfc.v1i1.7624. Disponível em: <https://saber.unioeste.br/index.php/fazciencia/article/view/7624>. Acesso em: 31 jan. 2025.

HILLEL, D. **Environmental Soil Physics**. Academic Press, Waltham. 1998.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico**

de uso da terra. 3. ed. Rio de Janeiro: 2013. 170 p. ISBN 978-85-240-4307-9. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv81615.pdf>. Acesso em: 1 fev. 2025.

_____. **Produção de batata-doce**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/batata-doce/br>. Acesso em: 13 jan. 2026.

INSTITUTO NACIONAL DE CÂNCER (INCA). **Agrotóxico** (*on-line*). 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/inca/pt-br/assuntos/causas-e-prevencao-do-cancer/exposicao-no-trabalho-e-no-ambiente/agrotoxico>. Acesso em: 20 ago. 2025.

INSTITUTO TECNOLÓGICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (IPT). **Mapa geológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: IPT, 1981. 126p. 1 Mapa, n. 6. Escala 1:500.000.

INTERNATIONAL COMMISSION ON STRATIGRAPHY (ICS). **The ICS international chronostratigraphic chart this decade**. Episodes 2025; <https://doi.org/10.18814/epiiugs/2025/025001>.

IGBP - INTERNATIONAL GEOSPHERE-BIOSPHERE PROGRAMME. **Global change - Earth system definitions** (*on-line*). Disponível em: <http://www.igbp.net/globalchange/earthsystemdefinitions.4.d8b4c3c12bf3be638a80001040.html>. Acesso em: 04 set. 2024.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). **Soil quality: Test for measuring the inhibition of reproduction in oribatid mites (*Oppia nitens*) exposed to contaminants in soil**. 23266:2020. 1. ed. Genebra: ISO, 2020. Disponível em: <https://www.iso.org/standard/75116.html>. Acesso em: 2 dez. 2025.

INTERNATIONAL UNION OF GEOLOGICAL SCIENCES (IUGS); INTERNATIONAL COMMISSION ON STRATIGRAPHY (ICS). **The Anthropocene**: IUGS-ICS statement. IUGS, 21 mar. 2024. Disponível em: <https://www.iugs.org/post/the-anthropocene-iugs-ics-statement>. Acesso em: 01 fev. 2026.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Summary for Policymakers. In: SHUKLA, P. R.; SKEA, J.; CALVO BUENDIA, V. *et al.* (Eds.) **Climate Change and Land**: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. 2019. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/srccl/download/>. Acesso em: 04 set. 2025.

IQAIR. **World air quality report** - region & city PM2.5 ranking. 6th ed. Switzerland. 2023. Disponível em: https://www.iqair.com/dl/2023_World_Air_Quality_Report.pdf. Acesso em: 04 set. 2024.

JÄRUP, L. Hazards of Heavy Metal Contamination. **British Medical Bulletin**, 68, 167-182. 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/bmb/ldg032>. Acesso em: 28 ago. 2025.

JEGEDE, O. O. **Effects of Bioavailability and Accumulation of Single Metal and Mixture Metal on Toxicity to the Mite, *Oppia nitens***. Doctoral dissertation, University of Saskatchewan. 2019.

_____.; AWUAH, K. F.; FAJANA, H. *et al.* The forgotten role of toxicodynamics: how habitat quality alters the mite, *Oppia nitens* susceptibility to zinc, independent of toxicokinetics. **Chemosphere**, v. 227, p. 444-454, 2019. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.04.243. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004565351930743X>. Acesso em: 1 out. 2025.

_____.; AWUAH, K. F.; RENAUD, M. J. *et al.* Single metal and metal mixture toxicity of five metals to *Oppia nitens* in five different Canadian soils. **Journal of Hazardous Materials**, 392, 122341. 2020.

_____.; FAJANA, H. O.; ADEDOKUN, A. *et al.* Integument colour change: Tracking delayed growth of *Oppia nitens* as a sub-lethal indicator of soil toxicity. **Environmental Pollution**, v. 339, art. 122772. 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749123007720>. Acesso em: 1 dez. 2025.

JENNY, H. Factors of Soil Formation: A System of Quantitative Pedology. Dover Publications, New York, 1941. 281 p.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace Elements in Soils and Plants** (4th ed.). Boca Raton, FL: CRC Press.

KAMOUN, S.; JEGEDE, O. O.; OWOJORI, O. *et al.* Effects of deltamethrin, dimethoate, and chlorpyrifos on survival and reproduction of the collembolan *Folsomia candida* and the predatory mite *Hypoaspis aculeifer* in two African and two European soils. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 9999, n. 9999, p. 1-13, 2017. DOI: 10.1002/ieam.4574. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/etc.4574>. Acesso em: 1 dez. 2025.

KÄMPF, N.; CURI, N. Formação e evolução do solo (pedogênese). In: KER, J.C.; CURI, N.; SCHAEFER, C.E.G.R.; VIDAL-TORRADO, P. (Eds). **Pedologia: Fundamentos**. SBCE (School of Business and Computer Science). Viçosa, 207-302. 2012.

KÄMPF, N.; KERN, D. C. O solo como registro de ocupação humana pré-histórica na Amazônia. In: VIDAL-TORRADO, P.; ALLEONI, L. R. F.; COOPER, M. (Org.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. v. 4, p. 277-320.

KÄSTNER, F. *et al.* Estimating heavy metal concentrations in Technosols with reflectance spectroscopy. **Geoderma**, Volume 406. 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706121005929> Acesso em: 10 jan. 2024.

KIEHL, E. J. **Manual de edafologia: relações solo-planta**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979. 263 p.

KONCHINSKI, V. **Brasil usa mais agrotóxicos que Estados Unidos e China Juntos**. Brasil de Fato. Curitiba/PR. 2024. Disponível em: <https://www.brasildefato.com.br/2024/02/05/brasil-usa-mais-agrotoxicos-que-estados->

unidos-e-china-juntos. Acesso em: 20 ago. 2025.

LADEIRA, F. S. B. A ação antrópica sobre os solos nos diferentes biomas brasileiros - terras indígenas e solos urbanos. **ENTRE-LUGAR**, 3(6). p. 127-139. Disponível em: <https://ojs.ufgd.edu.br/index.php/entre-lugar/article/view/2450>. Acesso em: 15 mar. 2023.

LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability**. 2015, v. 7, p. 5875-5895.

LAVELLE, P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. **Biol. Intern.**, 33:3-15, 1996. Disponível em: <https://www.semanticscholar.org/paper/Diversity-of-soil-fauna-and-ecosystem-function-Lavelle/46bc25c1431ba1656e9475c91ecfaf7131bc0625>. Acesso em: 26 jan. 2026.

_____.; SPAIN, A.V. **Soil Ecology**. Dordrecht: Springer Netherlands. 2001.

LEBRUN, P.; VAN STRAALLEN, N. M. Oribatid mites: prospects for their use in ecotoxicology. **Experimental & applied acarology**, 19(7), 361-379. 1995.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.

_____. **19 lições de pedologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

LIMA, G. T. **Ecotoxicological assessment of soil contaminated by necroleachate, using terrestrial invertebrates as bioindicators**. Undergraduate Thesis (Bachelor's and Licentiate's Degree in Biological Sciences). Institute of Biosciences. UNESP of Rio Claro. 2024.

LUCCHESI, S. Geosciences at the Service of Society: The Path Traced by Antonio Stoppani. **Ann. Geophys.** 2017, 60. <https://doi.org/10.4401/ag-7413>.

MACHADO, B. **Assessment of the environmental toxicity of the pesticide glyphosate in soil using earthworms of the species Eisenia andrei as bioindicators**. Undergraduate Thesis (Bachelor's in Environmental and Sanitary Engineering). Center for Engineering. Federal University of Pelotas (UFPel). 2016.

MACHENDER, G.; DHAKATE, R.; TAMMA RAO, G. *et al.* **Assessment of trace element contamination in soils around Chinnaeru River Basin, Nalgonda District, India**. Environmental Earth Sciences. 2021. Disponível em: https://www.academia.edu/94842914/Assessment_of_trace_element_contamination_in_soil_s_around_Chinnaeru_River_Basin_Nalgonda_District_India. Acesso em: 24 ago. 2025.

MADEIRA, M. M. **Determinação dos teores naturais de níquel em solos do Estado de Santa Catarina. Dissertação** (Mestrado em Manejo do Solo). Programa de Pós-graduação em Ciências Agrárias da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC). Lages/SC. 2013. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br/bitstream/123456789/8622/1/texto%20completo.pdf>. Acesso em: 15 dez.2023.

MAGALHÃES, D. P.; FERRÃO FILHO, A. S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 355-381, 2008.

MAGESHEN, V. R.; MEENA, S.; RAMAYIER, L. Transition of Natural Pedology into Man Made Anthropogenesis through Anthropocene Epoch - A review. **Ymer**. 2022.

Disponível em:

https://www.academia.edu/69733342/Transition_of_Natural_Pedology_into_Man_Made_Anthropogenesis_through_Anthropocene_Epoch_A_review. Acesso em: 15 set. 2025.

MAHARANI, E. P.; BRILIANA, H.; PUTRI, E. H. *et al.* A comprehensive review on atomic absorption spectroscopy: principles, techniques, and applications. **Jurnal Ilmiah Wahana Pendidikan**, v. 10, n. 15, p. 20-29, ago. 2024. DOI:

<https://doi.org/10.5281/zenodo.13764070>. Disponível em:

<https://jurnal.peneliti.net/index.php/JIWP>. Acesso em: 13 jan. 2026.

MAKÓ, A.; SZABÓ, B.; RAJKAI, K. *et al.* Evaluation of soil texture determination using soil fraction data resulting from laser diffraction method. **International Agrophysics**, 33, 445-454. 2019. DOI: 10.31545/intagr/113347

MALICA, J.; RĄCZKA, G.; TURCZAŃSKI, K. *et al.* Impact of Land Use History and Soil Properties on Soil Mite Communities (*Acari*, *Mesostigmata*) Inhabiting Stands Growing on Post-Agricultural Land. **Land Degradation & Development** 35, no. 5: 1776-1791. 2024. <https://doi.org/10.1002/ldr.5020>.

MALM, A. The Anthropocene Myth: Blaming all of humanity for climate change lets capitalism off the hook. **Jacobin Magazine**, 30 mar. 2015. Disponível em:

<https://jacobin.com/2015/03/anthropocene-capitalism-climate-change/>. Acesso em: 01 fev. 2025.

MANU, M.; HONCIUC, V.; NEAGOE, A.; *et al.* Soil mite communities (*Acari*: *Mesostigmata*, *Oribatida*) as bioindicators for environmental conditions from polluted soils. **Scientific Reports**, v. 9, p. 20250, 2019. DOI: 10.1038/s41598-019-56700-8.

MARSCHNER, H. **Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants**. Vol. 89, Academic Press, London, 651. 2012. Disponível em: <https://www.elsevier.com/books/marschners-mineral-nutrition-of-higher-plants/marschner/978-0-12-384905-2>. Acesso em: 23 dez. 2025.

MAYRINK, M. I. C. B. **Avaliação voltamétrica de metais pesados através de calibração multivariada**. Tese (Doutorado em Agroquímica). Universidade Federal de Viçosa (UFV). Viçosa/MG, 1999. Disponível em:

<https://www.locus.ufv.br/bitstream/123456789/8622/1/texto%20completo.pdf>. Acesso em: 15 dez. 2025.

MAZOYER, M.; ROUDART, L. **História das agriculturas no mundo: do neolítico à crise contemporânea**. Tradução: Cláudia F. Falluh Balduino Ferreira. São Paulo: Editora UNESP. Brasília/DF: NEAD. 2010. 568 p.

MCBRIDE, M. B. Environmental chemistry of soils. New York: Oxford University Press,

1994.

MENDES, J. R. M. O “Antropoceno” por Paul Crutzen e Eugene Stoermer. **Anthropocenica: Revista de Estudos do Antropoceno e Ecocrítica**. Portugal. Uminho Editora. 2020. p. 113-116. Disponível em: <https://revistas.uminho.pt/index.php/anthropocenica/article/view/3095/2989>. Acesso em: 15 mar. 2025.

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. 4th ed. Porto Alegre, RS: Evangraf LTDA; 2010. p. 266.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). **Anvisa vai reclassificar defensivos agrícolas que estão no mercado (on-line)**. 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/noticias/anvisa-vai-reclassificar-todos-os-agrotoxicos-que-estao-no-mercado>. Acesso em: 04 set. 2025.

MIRANDA, A. A. C.; MELO, L. F.; ARAÚJO, A. E. Impactos dos agrotóxicos na saúde do solo e humana: uma revisão. **II Congresso Internacional das Ciências Agrárias** (Cointer - PDVAgro). 2017. 10p. Disponível em: <https://cointer-pdvagro.com.br/wp-content/uploads/2018/02/IMPACTOS-DOS-AGROT%3%93XICOS-NA-SA%C3%9ADE-DO-SOLO-E-HUMANA-UMA-REVIS%C3%83O.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2025.

MIRANDA, A. C. *et al.* Neoliberalismo, uso de agrotóxicos e a crise da soberania alimentar no Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, 12(1). 2007. p. 7-14. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/csc/a/btjQfWPcjFnQ9GYFdBYry9q/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 15 mar. 2025.

MIRANDA, C. O. **Contaminação por microplásticos em ambientes da Antártica marítima**. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa (UFV). 2021. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br/bitstream/123456789/29510/1/texto%20completo.pdf>. Acesso em: 10 out. 2025.

MOORE, J. W. Anthropocene or Capitalocene? Nature, history, and the crisis of capitalism: introduction. In. *Anthropocene or Capitalocene? Nature, history, and the crisis of capitalism*. Oakland: PM Press, 2016. p. 1-? Disponível em: <https://jasonwmoore.com/wp-content/uploads/2017/08/Moore-ed-Anthropocene-or-Capitalocene-Introduction-and-TOC-2016.pdf>. Acesso em: 13 jan. 2026.

MORAES, R. F. Agrotóxicos no Brasil: padrões de uso, política da regulação e prevenção da captura regulatória. **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada**. Texto para discussão. 2506. Brasília/DF. 2019. 76p. Disponível em: https://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/9371/1/td_2506.pdf. Acesso em: 15 mar. 2025.

MOREIRA, E. S.; NUNES, J. O. R. O impacto do uso da terra nas características dos solos na APA do Timburi, Presidente Prudente-SP. **GEOFRONTER**, 9(1). 2023. Disponível em: <https://periodicosonline.uems.br/index.php/GEOF/article/view/7249>. Acesso em: 15 mar. 2025.

MOREIRA, R. J. Críticas ambientais à Revolução Verde. **Estudos Sociedade e Agricultura**, v. 8, nº 2. 2013. Disponível em: <https://revistaesa.com/ojs/index.php/esa/article/view/176>. Acesso em: 15 mar. 2025.

MORENO, M. S. **Classificação de Antropossolos e recuperação de áreas degradadas por erosão acelerada no contexto do Antropoceno na Área de Proteção Ambiental do Timburi, município de Presidente Prudente/SP**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Geografia). 2022. 89 p. Faculdade Ciências, Tecnologia e Educação (FCTE/UNESP), Câmpus de Ourinhos.

NIVA, C.C.; BROWN, G.G. (Ed.). **Ecotoxicologia terrestre: métodos e aplicações dos ensaios com oligoquetas**. Brasília: Embrapa, 2019. 258p.

NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V. V. H.; BARROS, N. F. *et al.* (ed.). **Fertilidade do solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Viçosa, 2007. 1017p.

NUNES, J. O. R.; FUSHIMI, M. Mapeamento geomorfológico do município de Presidente Prudente-SP. In. VIII Simpósio Nacional de Geomorfologia, III Encontro Latino-Americano de Geomorfologia, I Encontro Ibero-Americano de Geomorfologia e I Encontro Iberoamericano do Quaternário, 2010, Recife. **Anais...** Recife: UFPE, 2010.

_____.; PERUSI, M. C.; FUSHIMI, M.; *et al.* Estabilização de erosão hídrica em Antropossolos com técnicas de bioengenharia na Área de Proteção Ambiental de Uso Sustentável do Timburi, município de Presidente Prudente, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 24, n. 00, p. 1-24, 2023. DOI: 10.20502/rbgeomorfologia.v24i00.2325. Disponível em: <https://www.rbgeomorfologia.org.br/rbg/article/view/2325/>. Acesso em: 1 fev. 2025.

NYIKA, J.; ONYARI, E.; DINKA, M. O. *et al.* A comparison of reproducibility of inductively coupled spectrometric techniques in soil metal analyses. **Air, Soil and Water Research**, v. 12, p. 1-9, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1177/1178622119869002>.

OLIVEIRA, A. U. A mundialização da agricultura brasileira. In. **Anais...XII Colóquio Internacional de Geocrítica**. Bogotá, 2012. p. 1-15. Disponível em: <https://www.ub.edu/geocrit/coloquio2012/actas/14-A-Oliveira.pdf>. Acesso em: 15 set. 2025.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). **Test No. 232: Collembolan Reproduction Test in Soil**, OECD Publishing, Paris, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1787/9789264076273-en>. Acesso em: 21 dez. 2025.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS); ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E A AGRICULTURA (FAO). **International Code of Conduct on Pesticide Management**. Roma, 2014. Disponível em: https://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests_Pesticides/Code/COD E_2014Sep_ENG.pdf. Acesso em: 25 nov. 2025.

_____. **The WHO recommended classification of pesticides by hazard and guidelines to classification, 2019 edition**. Geneva: World Health Organization; 2020. Licence: CC

BY-NC-SA 3.0 IGO. Disponível em:

<https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/332193/9789240005662-eng.pdf?sequence=1>. Acesso em: 15 nov. 2025.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E CULTURA (UNESCO). **The UNESCO Courier: Welcome to the Anthropocene!** n. 2, abr.-jun. 2018. Disponível em: https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000261900_por. Acesso em: 25 nov. 2025.

OXFAM BRASIL. **Igualdade Climática: um planeta para os 99%**. 16 nov. 2023. Disponível em: <https://www.oxfam.org.br/justica-climatica-e-amazonia/igualdade-climatica-um-planeta-para-os-99/>. Acesso em: 04 set. 2025.

OXFAM INTERNATIONAL. **Richest 1 percent bagged 82 percent of wealth created last year - poorest half of humanity got nothing** (*on-line*). 2018. Disponível em: <https://www.oxfam.org/en/press-releases/richest-1-percent-bagged-82-percent-wealth-created-last-year-poorest-half-humanity>. Acesso em: 04 set. 2024.

PÁDUA, J. Vivendo no antropoceno: incertezas, riscos e oportunidades. In. MUSEU DO AMANHÃ. **De onde viemos? Quem somos? Onde estamos? Para onde vamos?** Rio de Janeiro: Museu do amanhã, 2015, p. 60-66. Disponível em: https://museudoamanha.org.br/livro/Livro_MdA_DIGITAL_PORTUGUES.pdf. Acesso em: 15 mar. 2025.

PAOLETTI, M. G. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 74, p. 1-18, 1999. Disponível em: https://docs.ufpr.br/~edugeo/GB082/Bibliografia/Artigos_AIA/Paoletti1999.pdf. Acesso em: 24 mar. 2025.

PERES, F. MOREIRA, J. F.; DUBOIS, G. S. Agrotóxicos, saúde e ambiente: panorama atual e dilemas. In. PERES, F.; MOREIRA, J. C. (Orgs). **É veneno ou é remédio? Agrotóxicos, saúde e ambiente** [online]. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2003. 384 p. Disponível em: <https://precog.com.br/bc-texto/obras/peres-9788575413173.pdf>. Acesso em: 04 mar. 2025.

PIMENTEL, D.; HARVEY, C.; RESOSUDARMO, P. *et al.* Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. **Science** 267,1117-1123. 1995. DOI:10.1126/science.267.5201.1117.

PLATAFORMA INTERGOVERNAMENTAL DE POLÍTICAS CIENTÍFICAS SOBRE BIODIVERSIDADE E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS - IPBES. **Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services** (Version 1). 2019. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6417333>.

PLOEG, J. D. **The new peasantries: struggles for autonomy and sustainability in an era of empire**. London: Earthscan, 2008.

PORTO-GONÇALVES, C. W. **El desafío ambiental**. Distribuidora Record de Serviços de Imprensa, S. A. Rio de Janeiro/RJ. 2004. 153 p. Disponível em: http://web.pnuma.org/educamb/documentos/Desafio_ambiental.pdf. Acesso em: 15 mar. 2025.

PRESTON, W.; NASCIMENTO, C. W. A; BIONDI, C. M. *et al.* **Valores de referência de qualidade para metais pesados em solos do Rio Grande do Norte**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 38, p. 1028- 1037, 2014.

PREZOTTI, L. C.; MARTINS, A. G. **Guia de interpretação de análise de solo e foliar**. Vitória, ES: Incaper, 2013.

PRIMAVESI, A. **Agroecologia**: ecosfera, tecnosfera e agricultura. São Paulo: Nobel. 1997.

_____. **Manual do solo vivo**: solo sadio, planta sadia, ser humano sadio. São Paulo: Expressão Popular, 2016. ISBN 978-85-7743-288-2.

PRINCZ, J.I.; BEHAN-PELLETIER, V. M.; SCROGGINS, R. P. *et al.* Oribatid mites in soil toxicity testing - The use of *Oppia nitens* (CL Koch) as a new test species. **Environmental Toxicology and Chemistry**. 29, p. 971-979. 2010.

PROGRAMA INTERNACIONAL DE SEGURANÇA QUÍMICA (PISQ). **Substâncias químicas perigosas à saúde e ao ambiente**. Tradução de Janaína Conrado Lyra da Fonseca, Mary Rosa Rodrigues de Marchi e Jassyara Conrado Lyra da Fonseca. [S.l.]: Organização Mundial da Saúde, 2004. Disponível em: https://www2.unesp.br/Home/costsa_ses/20110610_084213.PDF. Acesso em: 22 abr. 2025.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE (PNUMA). **Global Environment Outlook (GEO) 6**. 2019. p. 373-397. Disponível em: https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/27667/GEO6_CH15.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em: 04 set. 2025.

_____. **Synthesis report on the environmental and health impacts of pesticides and fertilizers and ways to minimize them**. Geneva, 2022. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/report/environmental-and-health-impacts-pesticides-and-fertilizers-and-ways-minimizing>. Acesso em: 04 set. 2025.

QUEIROZ NETO, J. P. de. O estudo de formações superficiais no Brasil. **Revista do Instituto Geológico**, São Paulo, v. 22, n. 1-2, p. 65-78. 2001. DOI: 10.5935/0100-929X.20010003. Disponível em: <https://revistaig.emnuvens.com.br/rig/article/view/331/>. Acesso em: 1 dez. 2025.

RAHMATI, M.; OR, D.; AMELUNG, W. *et al.* Soil is a living archive of the Earth system. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 4, p. 421-423, 2023. DOI: 10.1038/s43017-023-00454-5.

RAIJ, B. V.; CANTARELLA, H. Recomendação de Adubação e Calagem de Milho Para o Estado de São Paulo. In. RAIJ, B. V. *et al.* (Eds.). **Boletim Técnico do Instituto Agrônomo**, Campinas, n. 100. 1997. p. 1-285.

RAND, G. M. **Fundamentals of Aquatic Toxicology**: Effects, Environmental Fate, and Risk Assessment. 2nd Edition, Taylor and Francis, 1148. 1995.

RASHID, A.; SCHUTTE, B. J.; ULERY, A.; *et al.* Heavy metal contamination in agricultural soil: environmental pollutants affecting crop health. **Agronomy**, v. 13, n. 6, p. 1521, 2023. DOI: 10.3390/agronomy13061521.

RENAUX, P.; PIRRHO, S. **Mais de dois milhões de lares saem da insegurança alimentar em 2024**. Agência de Notícias IBGE, 2025. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/44728-mais-de-dois-milhoes-de-lares-saem-da-inseguranca-alimentar-em-2024>. Acesso em: 11 jan. 2026.

RESENDE, M.; CURI, N.; RESENDE, S. B. *et al.* **Pedologia**: base para distinção de ambientes. 6. ed. Lavras: Editora UFLA, 2014. 378 p.

REYNOLDS, W. D.; ELRICK, D. E. A method for simultaneous in situ measurement in the vadose zone of field-saturated hydraulic conductivity, sorptivity and the conductivity-pressure head relationship. **Ground Water Monitoring & Remediation**, v. 6, n. 1. 1986. p. 84-95.

RICHTER, D. B.; BACON, A. R.; MOBLEY, M. L. Human-Soil Relations are Changing Rapidly: Proposals from SSSA's Cross-Divisional Soil Change Working Group. **Soil Science Society of America Journal**, 75: 2079-2084. <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0124>. Disponível em: <https://acess.onlinelibrary.wiley.com/action/showCitFormats?doi=10.2136%2Fsssaj2011.0124&mobileUi=0>. Acesso em: 02 jan. 2026.

_____; _____. BRECHEISEN, Z. *et al.* Soil in the Anthropocene. IOP Conf. Ser.: **Earth Environ. Sci.** 25 012010. DOI 10.1088/1755-1315/25/1/012010. 2015. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/25/1/012010>. Acesso em: 02 fev. 2026.

_____. Game changer in Soil Science: The Anthropocene in soil science and pedology. **J. Plant Nutr. Soil Sci.** North Carolina, USA. 2019. p. 1-7. Disponível em: https://dukespace.lib.duke.edu/dspace/bitstream/handle/10161/21224/Richter_DD2019%20JP_NSS%2016546877.pdf?isAllowed=y&sequence=2. Acesso em: 15. mar. 2025.

RIBEIRO, L. F. B. Processos exógenos na elaboração do relevo. In. HACKSPACHER, P. C. (Org.). **Dinâmica do relevo**: quantificação dos processos formadores. São Paulo: Editora Unesp, 2011, p. 53-86. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/113674/ISBN8539301973.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 15 mar. 2025.

RICHARDSON, K.; STEFFEN, W.; LUCHT, W. *et al.* Earth beyond six of nine planetary boundaries. **Science Advances**, 9. 2023. Disponível em: https://www.science.org/doi/pdf/10.1126/sciadv.adh2458?trk=public_post_comment-text. Acesso em: 04 set. 2025.

ROCKSTRÖM, J.; STEFFEN, W.; NOONE, K. *et al.* A. A safe operating space for

humanity. **Nature**, 461. 2009. p. 472-475. Disponível em:
<https://www.nature.com/articles/461472a>. Acesso em: 04 set. 2025.

RONQUIM, C. C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. 2. ed. Campinas: Embrapa Territorial, 2020. 34 p.

RÓS, F.; TAVARES FILHO, J.; BARBOSA, M. Produtividade da cultura da batata-doce em diferentes sistemas de preparo do solo. **Bragantia**, Campinas, v. 72, n. 2, p. 140-145, 2013. DOI: 10.1590/S0006-87052013000100007. Disponível em:
<https://www.scielo.br/j/brag/a/VKRpCNfwpvQPbYcWshVWjhP/>. Acesso em: 1 dez. 2025.

ROSSITER, D. G. Are soil phenoforms the new normal? Soil classification and soil mapping in the Anthropocene. **Soil Security**. Volume 5. 2021. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2667006221000149>. Acesso em: 15 mar. 2025.

RUDDIMAN, W. F. Three flaws in defining a formal ‘Anthropocene’. **Progress in Physical Geography: Earth and Environment**, v. 42, n. 4, p. 451-461, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0309133318783142>. Acesso em: 22 abr. 2025.

SAATH, K. C. O.; FACHINELLO, A. L. Crescimento da Demanda Mundial de Alimentos e Restrições do Fator Terra no Brasil. **Rev. Econ. Sociol. Rural** 56 (2), Apr-Jun 2018, <https://doi.org/10.1590/1234-56781806-94790560201>.

SAKSCHEWSKI, B.; CAESAR, L.; ANDERSEN, L. *et al.* **Planetary Health Check 2025: A Scientific Assessment of the State of the Planet**, Potsdam: Potsdam Institute for Climate Impact Research (PIK), 144 p. 2025. Disponível em:
<https://doi.org/10.48485/pik.2025.017>. Acesso em: 02 jan. 2026.

SALAM, L. B.; OBAYORI, O. S.; ILORI, M. O. *et al.* Effects of cadmium perturbation on the microbial community structure and heavy metal resistome of a tropical agricultural soil. **Bioresources and Bioprocessing**, v. 7, art. 25, p. 1-19. 2020. DOI: 10.1186/s40643-020-00314-w. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1186/s40643-020-00314-w>. Acesso em: 1 dez. 2025.

SÁNDOR, G.; SZABÓ, G. Influence of human activities on the soils of Debrecen, Hungary. **Soil Science Annual**. Vol. 65, nº 1. 2014. p 2-9. Disponível em:
http://www.ssa.ptg.sggw.pl/files/artykuly/2014_65/2014-1/str2-9.pdf. Acesso em: 15 mar. 2025.

SARAVI, S.S.S.; SHOKRZADEH, M. Role of pesticides in human life in the modern age: A review. In. STOYCHEVA, M. **Pesticides in the Modern World - Risks and Benefits**. Ed.; IntechOpen: Rijeka, Croatia, 2011; pp. 3-12.

SCHWERZ, L. Sistemas de preparo do solo, intensidades de capinas sobre componentes da batata-doce. **Anais do Salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão**, v. 10, n. 2, 3 mar. 2020. Disponível em:
<https://periodicos.unipampa.edu.br/index.php/SIEPE/article/view/100846>. Acesso em: 15 mar. 2025.

SANTOS, F. A.; SILVA, M. B.; DIORIO, G. R. *et al.* Anthropogenic stones on a remote oceanic island: formation, transport, and burial in a sea turtle nesting beach. **Marine Pollution Bulletin**, v. 224, p. 119101, 2025. DOI: 10.1016/j.marpolbul. 2025. 119101.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 6. ed., rev. e ampl. Brasília/DF: Embrapa, 2025.

SANTOS, R. D.; SANTOS, H. G.; KER, J. C.; *et al.* **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 7. ed. rev. e ampl. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2015. 102 p. ISBN 978-85-86504-03-7.

SILVA, D. C. V. R.; POMPÊO, M.; PAIVA, T. C. B. A Ecotoxicologia no contexto atual no Brasil. **Ecologia de reservatórios e interfaces**. Tradução. São Paulo: Instituto de Biociências, 2015. p. 460. Disponível em: http://ecologia.ib.usp.br/reservatorios/PDF/Cap._22_Ecotoxicologia.pdf. Acesso em: 13 jan. 2026.

SILVA, F. M.; CHAVES, M. S.; LIMA, Z. M. **Variáveis meteorológicas**. Rio Grande do Norte, 2009. Disponível em: <https://educapes.capes.gov.br/handle/capes/203762?mode=full>. Acesso em: 10 jan. 2026.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria Orgânica do Solo. In. NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F. *et al.* (Ed.). **Fertilidade do Solo**. Viçosa: SBCS, 2007. p. 275-374.

SILVA, M. S. L. **Estudos da erosão**. Embrapa. Petrolina/PE. 1995. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/133340>. Acesso em: 20 mar. 2025.

SILVA, N. M.; TADRA, R. M. S. **Geologia e pedologia**. Curitiba: InterSaberes, 2017.

SILVA, N. D. **Determinação da concentração de metais em águas do Córrego Barbado, Cuiabá - MT**. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnologia em Gestão Ambiental). Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso, Campus Cuiabá - Bela Vista, Cuiabá, 2012. Disponível em: https://tga.blv.ifmt.edu.br/media/filer_public/48/c9/48c9cb85-d860-45c6-8f66-3ca0dcf4105f/20122_-_tcc_nagela_das_dores_silva_-_vf_19062012pdf_.pdf. Acesso em: 13 jan. 2026.

SLOTEDIJK, P. The Anthropocene: a process-state at the edge of geohistory? In. DAVIS, H.; TURPIN, E. (Eds). **Art in the Anthropocene**: encounters among aesthetics, politics, environments and epistemologies. Open Humanities Press. 2015. p. 327-340.

SOARES, J. R. **Estudo de solos antropogênicos da Amazônia utilizando a espectroscopia Raman**. Dissertação (Mestrado em Física). Programa de Pós-Graduação em Física do Departamento de Física da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). 2011. Disponível em: https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/IACO-8JHTLB/1/jenainar.soares_dis..pdf. Acesso em: 10 out. 2025.

SOUZA JÚNIOR, C. R. B.; Geografias culturais no/do plantationoceno. **Revista**

Caminhos de Geografia, v. 24, n. 94. Uberlândia/MG. 2023. p. 313-331. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/66421>. Acesso em: 04 set. 2025.

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F. Agricultura e meio ambiente: **Agrotóxicos no Brasil**. EMBRAPA: Agência Embrapa de Informação Tecnológica (Ageitec). Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/inicial>. Acesso em: 15 mar. 2025.

SPARKS, D. **Environmental Soil Chemistry**. Academic Press, San Diego. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-656446-4.X5000-2>. 2003.

STEFFEN, W. *et al.* The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. **The Anthropocene Review**. Vol. 2(1). 2015. p. 81-98. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/2053019614564785>. Acesso em: 15 mar. 2025.

STOCKHOLM RESILIENCE CENTRE. **Planetary boundaries**. Disponível em: <https://www.stockholmresilience.org/research/planetary-boundaries.html>. Acesso em: 22 jan. 2026.

STOROZUM, M. J.; QIN, Z.; WANG, Y. V. *et al.* Buried soils as archives of paleo-pollution in the North China Plain. **Anthropocene**, v. 31, p. 100251, 2020. DOI: 10.1016/j.ancene.2020.100251.

STEWART, M. A.; JARDINE, P. M.; BARNETT, M. O. *et al.* Influence of soil geochemical and physical properties on the sorption and bioaccessibility of chromium (III). **Journal of Environmental Quality**, v. 32, n. 1, p. 129-137, 2003. DOI: 10.2134/jeq2003.1290.

SUGUIO, K. **Dicionário de geologia sedimentar e áreas afins**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 1998.

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Oxford, Blackwell, 1979. 372p.

SVAMPA, M. Narrativas del fin: Imágenes de la crisis socioecológica en el Antropoceno. **Nueva Sociedad**, n. 278, nov.-dez. 2018. Disponível em: <https://maristellavampa.net/wp-content/uploads/2022/05/Narrativas-del-fin-2018.pdf>. Acesso em: 12 jan. 2026.

TANG, F. H. M.; LENZEN, M.; MCBRATNEY, A.; *et al.* Risk of pesticide pollution at the global scale. **Nature Geoscience**, v. 14, n. 4, p. 206–210, 2021. DOI: 10.1038/s41561-021-00712-5.

TCHOUNWOU, P. B.; YEDJOU, C. G.; PATLOLLA, A. K. *et al.* Heavy metal toxicity and the environment. **Experientia Supplementum**, v. 101, p. 133–164, 2012. DOI: 10.1007/978-3-7643-8340-4_6.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A. *et al.* **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

TEIXEIRA, R. C.; ROCHA, P. A.; MACHADO, H. A. *et al.* Solos antropogênicos: solos decorrentes da ação humana em perspectiva ao Antropoceno. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 1, p. 107-122, 2022.

TEIXEIRA, W. **Tempo geológico**: a história da Terra e da vida. Geologia. Tradução. São Paulo: USP/UNIVESP/EDUSP, 2014. p. 247-279. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/directbitstream/4f6449c6-f857-44f6-8d506fd3c36b94d8/2675489.pdf>. Acesso em: 04 set. 2025.

TILMAN, D.; FARGIONE, J.; D'ANTONIO, C. *et al.* Forecasting agriculturally driven global environmental change. **Science** 292. 2001. p. 281-284. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1057544>. Acesso em: 04 set. 2025.

THOMAZ, E.; ANTONELI, V. Erosão e degradação do solo em área cultivada com erva-mate (*Ilex paraguariensis*), Guarapuava-PR. São Paulo. **Geociências**, v. 27, n. 1. 2008. p. 21-30.

TOMAZ, A.; MARTINS, I.; CATARINO, A. *et al.* Insights into the Spatial and Temporal Variability of Soil Attributes in Irrigated Farm Fields and Correlations with Management Practices: A Multivariate Statistical Approach. **Water**.14, 3216. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w14203216>. Acesso em: 02 jan. 2026.

TONIOLO, T. **Ecotoxicological assessment of fipronil in tropical soils: effects on *Folsomia candida* (Collembola)**. Undergraduate Thesis. Bachelor's in Agronomy. Federal University of Southern Frontier. Chapecó, 2020.

TYGEL, A.; GURGEL, A. M.; HOINKES, C. *et al.* **Atlas dos agrotóxicos**: fatos e dados do uso dessas substâncias na agricultura. Fundação Heinrich Böll Stiftung. Rio de Janeiro, Brasil. 2023. Disponível em: <https://br.boell.org/sites/default/files/2023-12/atlas-do-agrotoxico-2023.pdf>. Acesso em: 04 set. 2025.

UCHOA, P. **Como a mudança climática está deixando os países ricos mais ricos, e os pobres mais pobres**. BBC News Brasil, 29 maio 2019. Disponível em: <https://www.bbc.com/portuguese/geral-48148815>. Acesso em: 22 abr. 2025.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE (USDA); ANIMAL AND PLANT HEALTH INSPECTION SERVICE (APHIS). **Soil and organism importation regulations**. Washington, DC: USDA APHIS. 2025. Disponível em: <https://www.aphis.usda.gov/organism-soil-imports/>. Acesso em: 15 jan. 2026.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Method 3050B: Acid digestion of sediments, sludges, and soils**. Revision 2, Dec. 1996. Washington, DC: U.S. EPA, 1996. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/epa-3050b.pdf>. Acesso em: 1 fev. 2025.

VAN GESTEL, C. A. M. Soil ecotoxicology: state of the art and future directions. **ZooKeys**, v. 176, p. 275-296, 2012. DOI: 10.3897/zookeys.176.2275. Disponível em: <https://zookeys.pensoft.net/article/2505/>. Acesso em: 1 fev. 2025.

VAN LEEUWEN, C. J.; VERMEIRE, T. (Eds.). **Risk assessment of chemicals: an introduction** (Vol. 94). Dordrecht: Springer. 2007.

VIVENZA, S. D.; BIZAWU, S. K. Uso de agrotóxicos na agricultura: uma questão de saúde pública. **Revista da Faculdade de Direito da Universidade Federal de Uberlândia**. 50(1). 2022. p. 428-449. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/revistafadir/article/view/62732>. Acesso em: 04 set. 2025.

HOLANDA. Ministry of housing, Spatial planning and the Environment (VROM). **Dutch target and intervention values, 2000 (the New Dutch List)**: annexes circular on target values and intervention values for soil remediation. Version February 4th, 2000. Disponível em: https://support.esdat.net/Environmental%20Standards/dutch/annexs_i2000dutch%20environmental%20standards.pdf. Acesso em: 13 jan. 2026.

WALDMAN, M. **A civilização do lixo**. São Paulo/SP: Editora Kotev. 2016.
WRB - World Reference Base for Soil Resources. **International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps - 4th edition**. 2022. 236 p. Disponível em: https://wrb.isric.org/files/WRB_fourth_edition_2022-12-18.pdf. Acesso em: 10 jan. 2024.

WALKER, C. H. Ecotoxicity testing of chemicals with particular reference to pesticides. **Pest Management Science**, v. 62, n. 7, p. 571-583, jul. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1002/ps.1218>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/16671067/>. Acesso em: 13 jan. 2026.

WALKER, M. J. C.; BAUER, A. M.; EDGEWORTH, M. *et al.* The Anthropocene is best understood as an ongoing, intensifying, diachronous event. **Boreas**, v. 53, n. 1, p. 1-9, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/bor.12636>. Acesso em: 19 abr. 2025.

WAN, Y.; LIU, J.; ZHUANG, Z. *et al.* Heavy metals in agricultural soils: sources, influencing factors, and remediation strategies. **Toxics**, v. 12, n. 1, p. 63, 2024. DOI: 10.3390/toxics12010063.

WATERS, C. N.; ZALASIEWICZ, J.; SUMMERHAYES, C.; *et al.* The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. **Science**, v. 351, n. 6269, p. aad2622, 8 jan. 2016. DOI: 10.1126/science.aad2622.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Arsenic**. Fact sheet. Geneva: WHO, 7 dez. 2022. Disponível em: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/arsenic>. Acesso em: 01 fev. 2025.

_____. **Lead poisoning and health**. Fact sheet. Geneva: WHO, 27 set. 2024. Disponível em: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>. Acesso em: 01 fev. 2025.

YANG, T.; WU, F.; LUO, M. *et al.* Accumulation Pattern and Potential Ecological Risk of Heavy Metals in Topsoil as Affected by Diverse Sources in Different Ecosystems in Western Dabie Mountain. **Forests** 2024, 15, 1116. <https://doi.org/10.3390/f15071116>.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática**: princípios e aplicações. 2.ed. São Carlos: RiMa, 2008.

ZALASIEWICZ, J.; WATERS, C.; HEAD, M. Anthropocene: its stratigraphic basis. **Nature** 541, 289 (2017). Disponível em: <https://doi.org/10.1038/541289b>. Acesso em: 25 ago. 2025.

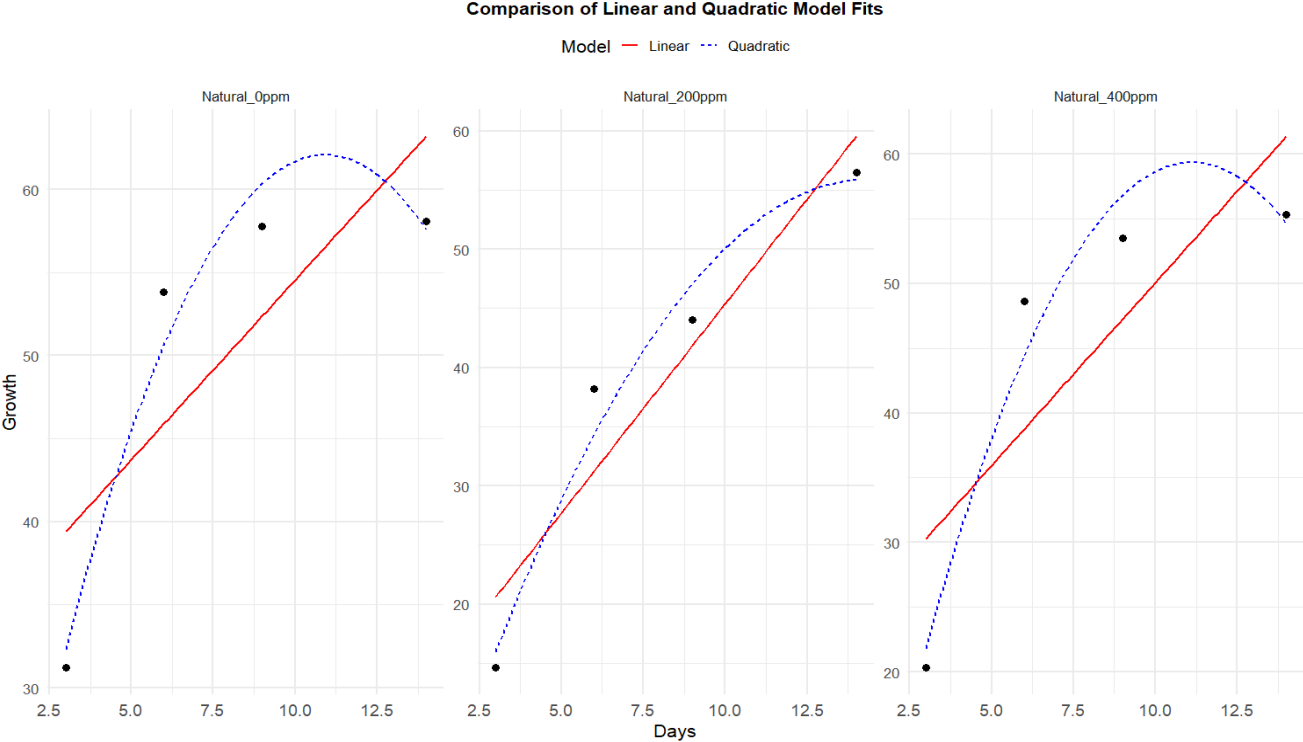
ZARONI, M. J.; SANTOS, H. G. **Atividade da argila**. Agência Embrapa de Informação Tecnológica - Solos tropicais. 2021. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/solos-tropicais/sibcs/classificacao-do-perfil/atributos-diagnostics/atividade-da-argila>. Acesso em: 08 jan. 2026.

ZHOU, J.; XIA, F.; LIU, X. *et al.* Effects of nitrogen fertilizer on the acidification of two typical acid soils in South China. **J Soils Sediments** 14, 415-422 (2014). <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0695-1>.

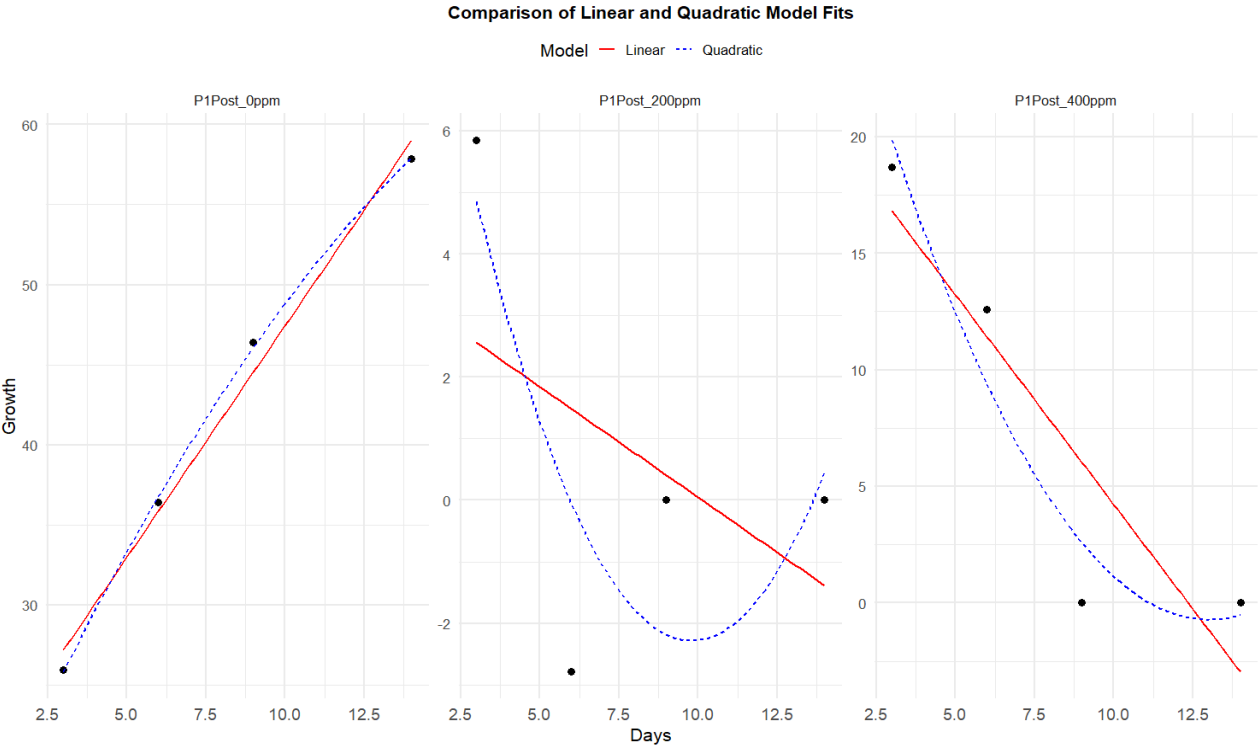
ZOTTOLA, A.; DE MAJO, C. The Anthropocene: genesis of a term and popularization in the press. **Text & Talk**, v. 42, n. 4, p. 453-473, 2022. DOI: 10.1515/text-2020-0080.

APÊNDICES

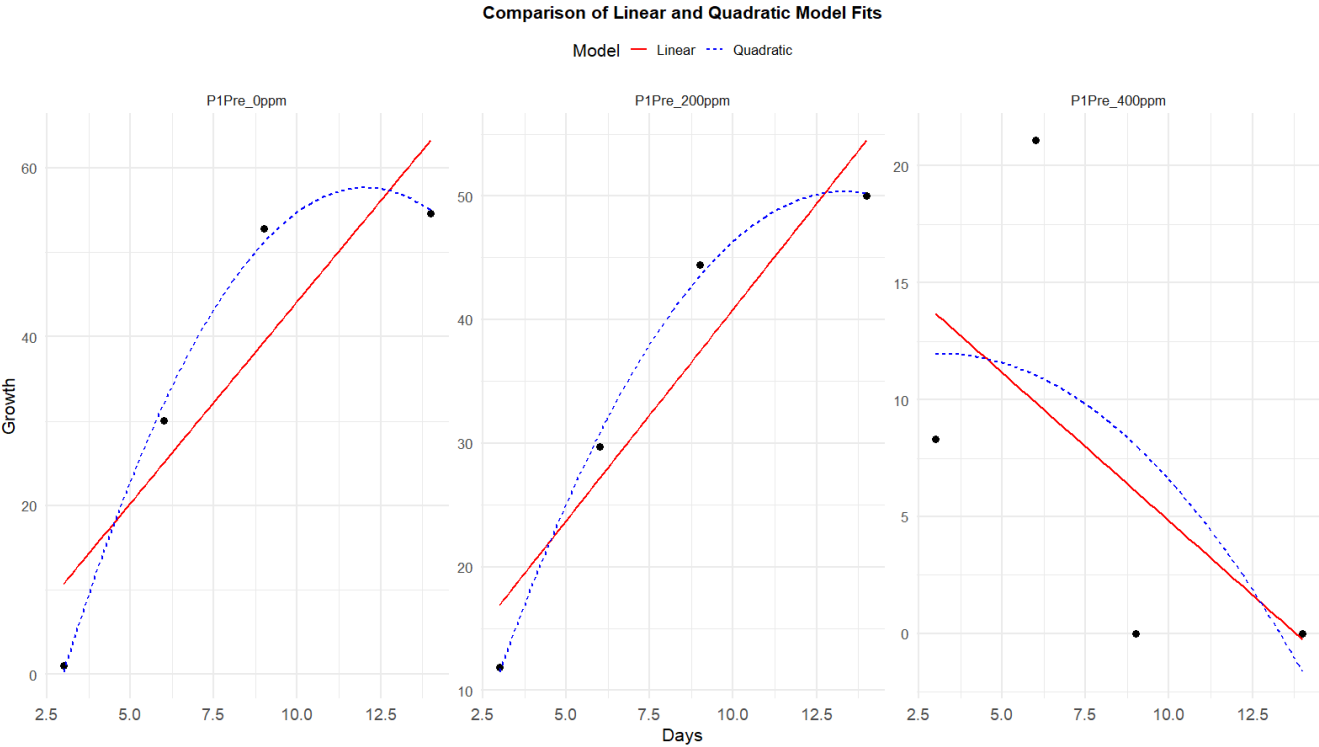
APÊNDICE A - Ajuste linear e quadrático da taxa de crescimento de *Oppia nitens* sob exposição a Cd (0, 200 e 400 mg/kg) em solo de mata (*Natural soil*)



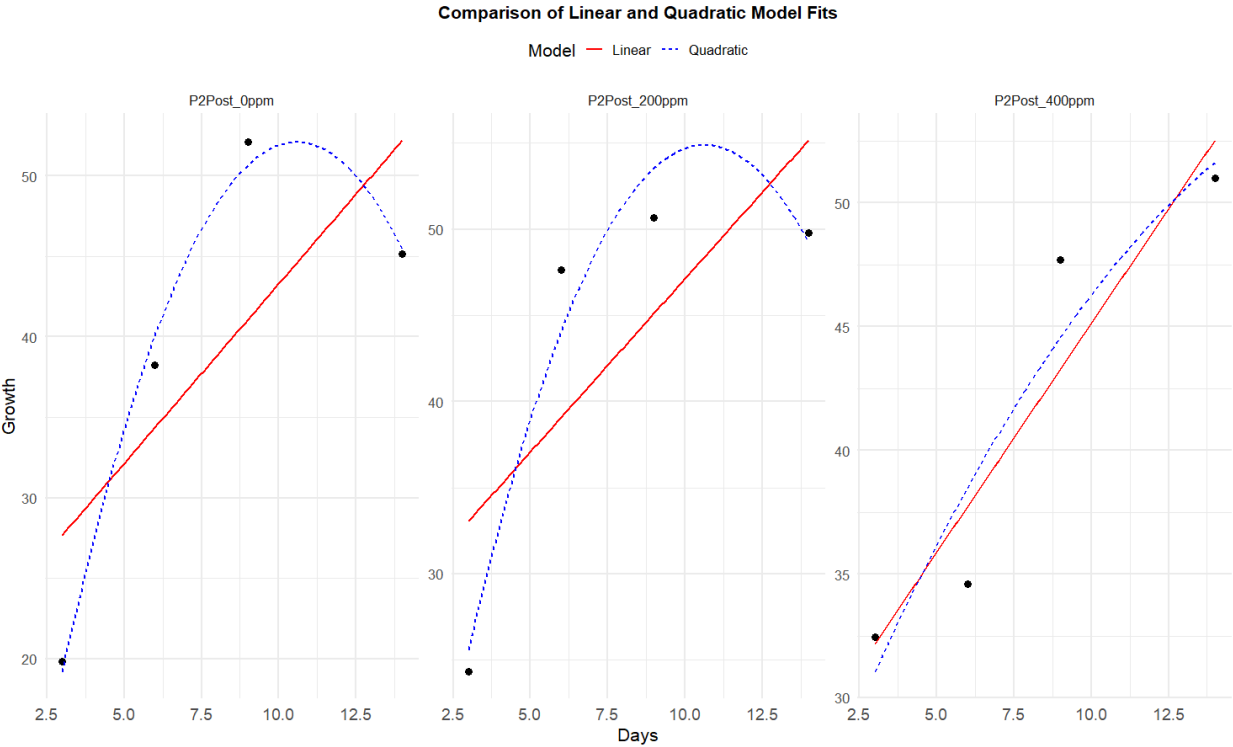
APÊNDICE B - Ajuste linear e quadrático da taxa de crescimento de *Oppia nitens* sob exposição a Cd (0, 200 e 400 mg/kg) na amostra *P1 post-planting*



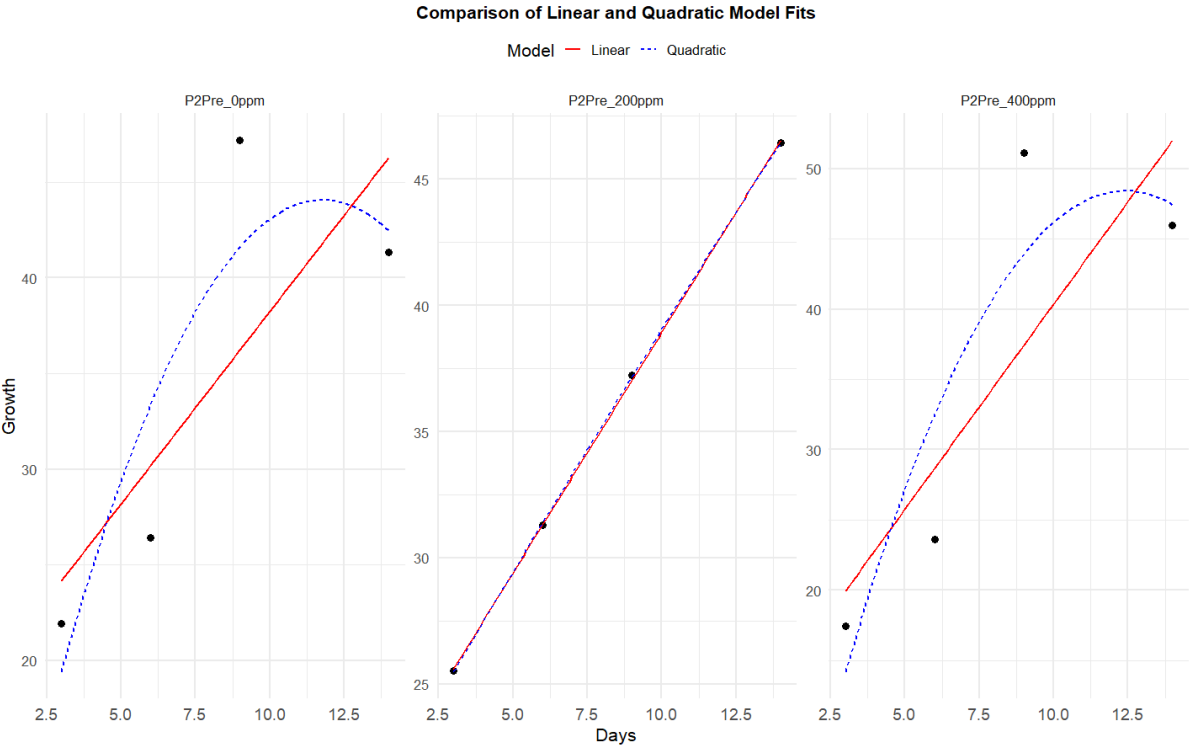
APÊNDICE C - Ajuste linear e quadrático da taxa de crescimento de *Oppia nitens* sob exposição a Cd (0, 200 e 400 mg/kg) na amostra *P1 pre-planting* (*P1 Pre*)



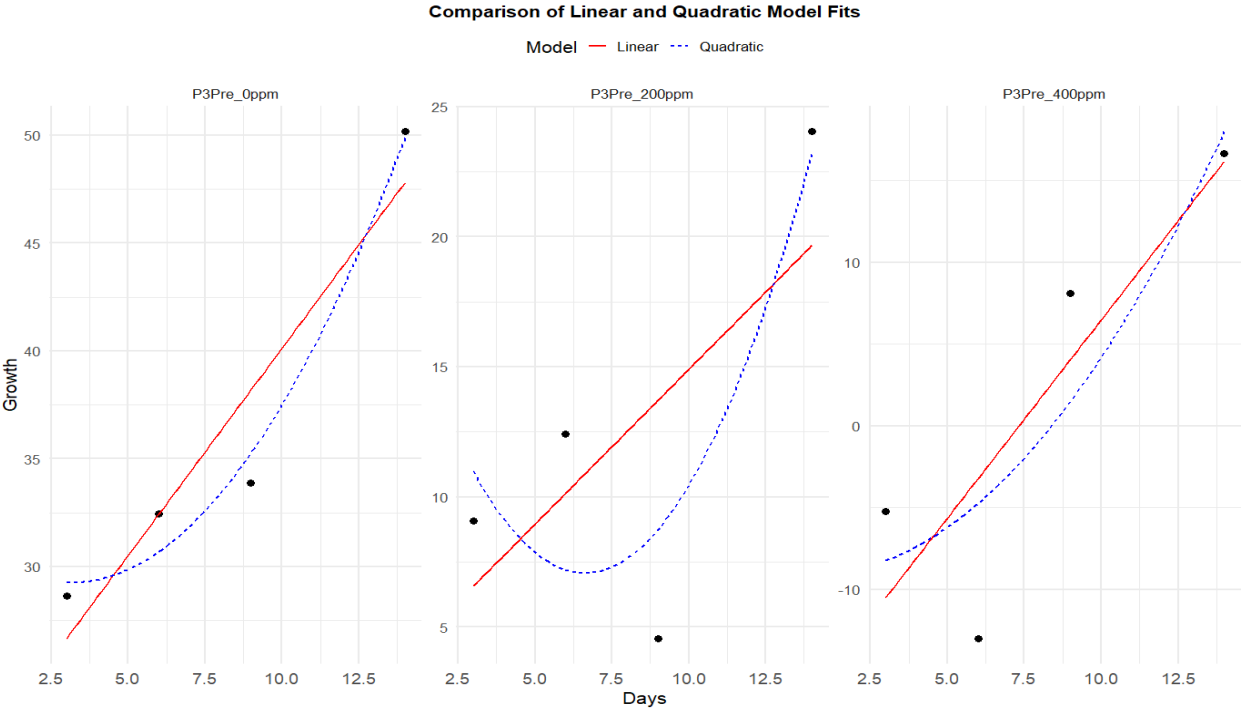
APÊNDICE D - Ajuste linear e quadrático da taxa de crescimento de *Oppia nitens* sob exposição a Cd (0, 200 e 400 mg/kg) na amostra *P2 post-planting* (*P2 Post*)



APÊNDICE E - Ajuste linear e quadrático da taxa de crescimento de *Oppia nitens* sob exposição a Cd (0, 200 e 400 mg/kg) na amostra *P2 pre-planting* (*P2 Pre*)



APÊNDICE F - Ajuste linear e quadrático da taxa de crescimento de *Oppia nitens* sob exposição a Cd (0, 200 e 400 mg/kg) na amostra *P3 pre-planting* (*P3 Pre*)



APÊNDICE G - Ajuste e estimativas de parâmetros dos modelos linear e quadrático para o crescimento de ácaros em todas as amostras tratadas com Cd

Amostra	Cd (mg/kg)	R ² l ^a	R ² q ^b	Modelo (melhor ajuste)	Curva linear	a Quadrático	b Quadrático	Equação quadrática
<i>Natural</i>	0	0,63	0,96	Quadratic	2,16	-0,47	10,33	Growth = $-0,47t^2 + 10,33t + 5,67$
	200	0,89	0,97	Quadratic	3,54	-0,31	8,89	Growth = $-0,31t^2 + 8,89t + -7,88$
	400	0,66	0,96	Quadratic	2,83	-0,57	12,70	Growth = $-0,57t^2 + 12,70t + -11,18$
<i>P1 pre-planting</i>	0	0,80	1,00	Quadratic	4,78	-0,70	16,92	Growth = $-0,70t^2 + 16,92t + -44,15$
	200	0,88	1,00	Quadratic	3,42	-0,36	9,71	Growth = $-0,36t^2 + 9,71t + -14,35$
<i>P1 post-planting</i>	0	0,99	1,00	Quadratic	2,90	-0,09	4,49	Growth = $-0,09t^2 + 4,49t + 13,18$
<i>P2 pre-planting</i>	0	0,62	0,80	Quadratic	2,01	-0,32	7,56	Growth = $-0,32t^2 + 7,56t + -0,39$
	200	1,00	1,00	Quadratic	1,90	-0,01	2,05	Growth = $-0,01t^2 + 2,05t + 19,42$
	400	0,69	0,82	Quadratic	2,92	-0,39	9,62	Growth = $-0,39t^2 + 9,62t + -11,20$
<i>P2 post-planting</i>	0	0,57	0,99	Quadratic	2,23	-0,57	12,11	Growth = $-0,57t^2 + 12,11t + -12,00$
	200	0,56	0,95	Quadratic	2,01	-0,50	10,68	Growth = $-0,50t^2 + 10,68t + -1,90$
	400	0,88	0,89	Quadratic	1,85	-0,08	3,17	Growth = $-0,08t^2 + 3,17t + 22,23$
<i>P3 pre-planting</i>	0	0,90	0,98	Quadratic	1,92	0,17	-1,09	Growth = $0,17t^2 + -1,09t + 30,97$
	200	0,45	0,76	Quadratic	1,19	0,30	-3,93	Growth = $0,30t^2 + -3,93t + 20,11$
	400	0,73	0,77	Quadratic	2,42	0,15	-0,20	Growth = $0,15t^2 + -0,20t + -8,98$

^a = linear; ^b = quadrática.

APÊNDICE H - Taxa instantânea diária de crescimento de *Oppia nitens* sob exposição a Cd em solo de mata e antrópicos

Amostra	Cd (mg/kg)	Dia 3	Dia 6	Dia 9	Dia 14
<i>Natural</i>	0	7,49	4,65	1,82	-2,91
	200	7,03	5,18	3,32	0,22
	400	9,27	5,84	2,41	-3,30
<i>P1 pre-planting</i>	0	12,70	8,49	4,27	-2,76
	200	7,52	5,34	3,15	-0,49
<i>P1 post-planting</i>	0	3,93	3,38	2,83	1,91
<i>P2 pre-planting</i>	0	5,63	3,70	1,78	-1,43
	200	2,00	1,95	1,90	1,82
	400	7,29	4,96	2,64	-1,24
<i>P2 post-planting</i>	0	8,68	5,25	1,81	-3,91
	200	7,66	4,65	1,64	-3,37
	400	2,71	2,25	1,79	1,03
<i>P3 pre-planting</i>	0	-0,04	1,00	2,05	3,79
	200	-2,15	-0,37	1,4	4,37
	400	0,71	1,62	2,53	4,06