



**Universidade de Brasília
Instituto de Geociências**

**TESE DE DOUTORADO
Nº 085**

**SERVIÇOS AMBIENTAIS PRESTADOS PELOS SOLOS DOS
CERRADOS PARA A PROTEÇÃO DOS AQUÍFEROS**

FLORENÇA DAS GRAÇAS MOURA

Orientador: José Eloi Guimarães Campos

Programa de Pós-Graduação: Geociências Aplicadas e Geodinâmica

Área de Concentração: Hidrogeologia e Meio Ambiente

Linha de Pesquisa: Hidrogeologia Conceitual e Aplicada

Brasília, Março de 2025.



**Universidade de Brasília
Instituto de Geociências**

SERVIÇOS AMBIENTAIS PRESTADOS PELOS SOLOS DOS CERRADOS PARA A PROTEÇÃO DOS AQUÍFEROS

TESE DE DOUTORADO

FLORENÇA DAS GRAÇAS MOURA

Banca Examinadora:

Prof. Dr. José Eloi Guimarães Campos (Orientador)
Profa. Dra. Tatiana Luiz dos Santos Tavares (Universidade Federal de Goiás)
Profa. Dra. Liliane Ibrahim (Universidade Federal de Uberlândia)
Prof. Dr. Detlef Hnas Gert Walde (Universidade de Brasília)

Brasília, Março de 2025.

MS492ss Moura, Florença das Graças
 Serviços ambientais prestados pelos solos dos cerrados
 para a proteção dos aquíferos / Florença das Graças Moura;
 orientador José Eloi Guimarães Campos. Brasília, 2025.
 135 p.

 Tese(Doutorado em Administração) Universidade de
 Brasília, 2025.

 1. Aquíferos . 2. Vulnerabilidade à contaminação. 3.
 Solos tropicais. 4. Remediação de áreas contaminadas. 5.
 Cerrado. I. Campos, José Eloi Guimarães , orient. II.
 Título.

“Mesmo quando tudo parece desabar, cabe a mim decidir rir ou chorar, ir ou ficar, desistir ou lutar, porque descobri, no caminho incerto da vida, que o mais importante é o decidir. ”

Cora Coralina

AGRADECIMENTOS

À Deus e Nossa Senhora.

Aos meus pais, Raquel e Orlando, e meu irmão Matheus, por todo amor e carinho.

Ao Guilherme, meu companheiro de vida e maior incentivador. E ao nosso primeiro filho (ou filha), que está chegando e trazendo muita alegria.

Ao meu orientador Prof. Dr. José Eloi Guimarães Campos, pela confiança, compreensão, amizade, aprendizado e paciência. Agradeço as discussões, correções e revisões que contribuíram para a conclusão deste trabalho.

A todos meus amigos, inclusive os que estão distantes, que sempre enviaram boas energias e compartilharam vivências.

À Universidade de Brasília e ao Instituto de Geociências pelo acolhimento.

Ao Instituto Federal de Goiás (IFG) e a Universidade Federal de Catalão (UFCAT) pelo apoio.

Ao Laboratório Multiusuário de Microscopia de Alta Resolução (LabMiC) da Universidade Federal de Goiás (UFG) pela ajuda na realização de algumas análises.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001

Muito obrigada, a todos que direta ou indiretamente contribuíram para realização deste trabalho.

RESUMO

Com o aumento da intervenção humana no meio ambiente e o crescimento da demanda por águas subterrâneas para consumo humano, agrícola e industrial, a necessidade de proteção dos aquíferos e dos solos se torna fundamental. Diversas técnicas e modelos de mapeamento da vulnerabilidade à contaminação de aquíferos foram propostos nas últimas décadas, sendo esse tipo de mapeamento uma ferramenta importante para a proteção e gestão das águas subterrâneas. Entretanto, para melhor aplicabilidade desses métodos, com resultados mais confiáveis e interpretações menos subjetivas, é necessário compreender o papel de todas as variáveis que são incluídas como parâmetros nesses modelos. Desta forma, sabendo que o solo é reconhecidamente o principal elemento na proteção das águas subterrâneas e que a zona não saturada da maioria dos sistemas aquíferos é desenvolvida nas coberturas de regolitos, esta pesquisa tem como objetivo principal compreender o quanto os parâmetros físicos, químicos e mineralógicos dos solos tropicais podem influenciar na proteção dos aquíferos e do próprio regolito. Ainda, de modo a possibilitar melhor controle dos contaminantes em áreas já degradadas, também foram testadas algumas técnicas incluindo, alteração do pH, análise da influência da cobertura e uso da terra, além da fitorremediação, que em seu conjunto visam estabilizar contaminantes no solo e consequentemente auxiliam na proteção dos aquíferos. Os resultados mostram que a ponderação dos solos nos modelos de determinação de vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos pode ser otimizada com relação às propostas originais que foram concebidas para coberturas pedológicas de regiões com climas distintos das condições tropicais e intertropicais. De modo geral, os solos de regiões de climas tropicais, embora tenham menor concentração de matéria orgânica e argilominerais, apresentam estruturas e têm propriedades químicas e cargas elétricas que, em conjunto, favorecem a retenção de contaminantes.

Palavras-Chave: Aquíferos, Vulnerabilidade a contaminação; Solos tropicais; Remediação de áreas contaminadas; Cerrado.

ABSTRACT

With the increase of human intervention in the environment and the rising demand for groundwater for human consumption, agricultural and industrial, the need for aquifer and soil protection becomes fundamental. Many techniques and models for vulnerability mapping to aquifer contamination have been proposed in recent decades, and these types of cartography are an important tool for groundwater protection and management. However, for better applicability of these methods, with results that are more reliable and less subjective interpretations, it is necessary to understand the role of all variables that are included as parameters in these models. The soil coverage is recognized as the main element in the protection of aquifers and the vadose zone of most aquifer systems is developed in regolith covers, this research aims to understand how the physical, chemical, and mineralogical parameters of tropical soils can influence the protection of aquifers and the regolith itself. Enabling better control of contaminants in already degraded areas, some techniques will also be proposed, including, pH elevation, analysis of the influence of land cover and use, in addition to phytoremediation, to stabilize contaminants in the soil and consequently assist the aquifers protection. The results show that the weighting of the soils in the models for determining vulnerability to aquifer contamination can be optimized for the original proposals that were designed for pedological coverage of regions with climates different from tropical and intertropical conditions. In general, soils in regions with tropical climates, although have a lower concentration of organic matter and clay minerals, are structured and have chemical and electrical properties that together, favor the retention of contaminants.

Keywords: Aquifers; Contamination vulnerability; Tropical soils; Remediation of contaminated areas; Cerrado.

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| Capítulo 1 - Introdução | 12 |
| 1.1. Apresentação | 12 |
| 1.2 Hipótese e justificativa | 14 |
| 1.3. Objetivo..... | 15 |
| 1.4. Estado da Arte | 16 |
| 1.4.1. Metodologias para análise da vulnerabilidade a contaminação de aquíferos | 16 |
| 1.4.1.a. DRASTIC (Aller et al., 1987)..... | 17 |
| 1.4.1.b. GOD (Foster, 1987)..... | 20 |
| 1.4.1.c. SINTACS (Civita, 1994) | 21 |
| 1.4.1.d. EPIK (Doerfliger & Zwahlen, 1998)..... | 21 |
| 1.4.1.e. AVI (Van Stempvoort et al., 1993) | 22 |
| 1.4.1.f. Tendências futuras | 22 |
| 1.4.2. Solos do cerrado: Características Gerais | 23 |
| 1.4.3. Solos contaminados: comportamento dos contaminantes | 25 |
| 1.4.3.a. Cobre | 26 |
| 1.4.3.b. Chumbo | 27 |
| 1.4.3.c. Níquel | 27 |
| 1.4.4. Solos contaminados: formas de remediação..... | 27 |
| 1.4.5. Estudos em colunas de solo | 28 |
| 1.5. Materiais e Métodos | 29 |
| 1.6. Estruturação da Tese | 30 |
| 1.7. Referências | 31 |
| Capítulo 2 - Influência da mudança do pH na composição química de solos tropicais: estudo de caso em área adjacente ao Lixão da Estrutural, Brasília - DF..... | 38 |
| 2.1. Introdução..... | 39 |
| 2.2. Localização e caracterização da área de estudo..... | 39 |
| 2.3. Materiais e Métodos | 41 |
| 2.3.1. Experimentação | 41 |
| 2.3.1. Análises químicas e mineralógicas..... | 41 |
| 2.3.1. Análises estatísticas | 42 |
| 2.4. Resultados | 43 |
| 2.4.1. Análises mineralógicas..... | 43 |
| 2.4.2. Mudança do pH do solo após adição de pó de dolomito | 44 |
| 2.4.3. Comportamento individual dos elementos dos solos | 45 |
| 2.4.4. Análises multivariadas e testes estatísticos | 51 |
| 2.5. Discussões | 54 |
| 2.6. Conclusões | 56 |
| 2.7. Referências | 57 |

| | |
|--|------------|
| Capítulo 3 - Avaliação do potencial fitorremediador de espécies nativas e exóticas do cerrado | 60 |
| 3.1. Introdução..... | 61 |
| 3.2. Caracterização das áreas de estudo..... | 62 |
| 3.2.1. Localização e caracterização do meio físico | 62 |
| 3.2.2. Histórico de uso e ocupação | 62 |
| 3.3. Materiais e métodos..... | 63 |
| 3.3.1. Amostragem | 63 |
| 3.3.2. Análises químicas e tratamento dos dados | 64 |
| 3.4. Resultados | 64 |
| 3.5. Discussão..... | 70 |
| 3.6. Conclusões | 72 |
| 3.7. Referências | 73 |
| Capítulo 4 - Análise do comportamento de contaminantes (Ni, Cu e Pb) em solos tropicais (Latossolo, Cambissolo e Gleissolo), a partir de ensaios de percolação em colunas | 76 |
| 4.1. Introdução..... | 77 |
| 4.2. Materiais e métodos..... | 78 |
| 4.2.1. Experimentação - construção das colunas de solo..... | 79 |
| 4.2.2. Ensaios de percolação | 79 |
| 4.2.3. Caracterização dos percolados (água) | 80 |
| 4.2.4. Caracterização dos solos (pré- e pós-contaminação)..... | 80 |
| 4.2.5. Tratamento estatístico dos dados..... | 81 |
| 4.3. Resultados e discussões..... | 81 |
| 4.3.1. Classificação e caracterização dos solos pré-contaminação..... | 81 |
| 4.3.2. Caracterização dos solos pós-contaminação | 84 |
| Matéria orgânica e carbono orgânico | 88 |
| CTC - Capacidade de troca Catiônica e pH..... | 91 |
| Soma de base e teores de cálcio e alumínio | 93 |
| Ferro | 95 |
| 4.3.3. Caracterização dos percolados das colunas de solo..... | 96 |
| 4.4. Conclusões..... | 101 |
| 4.5. Referências | 102 |
| Capítulo 5 - Análise do índice de Vulnerabilidade DRASTIC e DRASTIC-Tropical na bacia do Lago Paranoá, Brasília-DF | 105 |
| 5.1. Introdução..... | 106 |
| 5.2. Área de estudo | 107 |
| 5.3. Metodologia | 108 |
| 5.4. Resultados e discussões..... | 111 |
| 5.4.1. Profundidade da zona não saturada (D), recarga (R), topografia (T) e condutividade hidráulica (C)..... | 111 |
| 5.4.2. Material do Aquífero (A)..... | 113 |
| 5.4.3. Solo (S)..... | 115 |

| | |
|---|------------|
| 5.4.4. Impacto na Zona Não Saturada (I) | 117 |
| 5.5. Mapeamento da vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas (DRASTIC e DRASTIC-Tropical) | 118 |
| 5.6. Conclusões | 120 |
| 5.6. Referências | 123 |
| Capítulo 6 – Discussões Integradas e Considerações Finais | 125 |
| ANEXO 1 | 128 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1.1: Fluxograma de pesos atribuídos na metodologia GOD. | 20 |
| Figura 2.1: Localização do Lixão da Estrutural, na porção centro-oeste do Distrito Federal e da área de estudo. | 40 |
| Figura 2.2: Mapa de localização dos pontos de amostragem. | 43 |
| Figura 2.3: Difratogramas de Raios X das amostras ISO-01A (Figura 3A), ISO-01B (Figura 3B), ISO-13A (Figura 3C) e ISO-13B (Figura 3D). Legenda: tot = Total - pó prensado sobre a lâmina; e n = Normal - fração argila separada seca ao ar e orientada sobre a lâmina. | 44 |
| Figura 2.4: Comportamento dos elementos (teor médio), de forma individualizada, nas três campanhas de amostragem (ISO – 04/01/2020; 2SO – 11/06/2020; 3SO – 15/01/2021). | 50 |
| Figura 2.5: Análise estatística multivariada DCA dos dados de solos das três campanhas e das duas profundidades amostradas. | 51 |
| Figura 2.6: Análise estatística multivariada PCA dos dados de solos das três campanhas e das duas profundidades amostradas. | 52 |
| Figura 2.7: Contribuição das variáveis dos dados químicos dos solos na PC1 e PC2 da PCA. | 52 |
| Figura 2.8: Análises estatísticas multivariadas PCAs para as três campanhas de amostragem. | 53 |
| Figura 3.1: Mapa de localização das amostras coletadas na área do Lixão da Estrutural e do Campus Darcy Ribeiro (UnB). | 62 |
| Figura 3.2: PCA das espécies nativas. | 65 |
| Figura 3.3: Contribuição das variáveis químicas das espécies nativas para o PC1 (a) e PC2 (b). | 65 |
| Figura 3.4: PCA das espécies exóticas. | 68 |
| Figura 3.5: Contribuição das variáveis químicas das espécies exóticas. | 68 |
| Figura 3.6: PCA das espécies de ciclo curto (girassol e sorgo). | 70 |
| Figura 4.1: Mapa de localização dos solos amostrados. | 78 |
| Figura 4.2: Desenho esquemático da disposição das colunas de lixiviação. | 80 |
| Figura 4.3: Perfis dos solos estudados. a) Latossolo Vermelho distrófico; b) Cambissolo Háplico Tb distrófico; c) Gleissolo Háplico. | 82 |
| Figura 4.4: Imagens de Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV). Latossolo (a,b,c). Gleissolo (d,e,f). Cambissolo (g,h,i). | 83 |
| Figura 4.5: Corte longitudinal das colunas de solo após contaminação e período de percolação. | 84 |
| Figura 4.6: Gráficos de linha dos teores de Ni, Cu e Pb nas diferentes profundidades amostradas nas colunas de Latossolo, Cambissolo e Gleissolo. | 85 |
| Figura 4.7: Análise estatística multivariada PCA dos dados de solos após contaminações e percolações. | 89 |
| Figura 4.8: Análise estatística multivariada LDA dos dados de solos após contaminações e percolações. | 89 |
| Figura 4.9: Gráficos de linha dos teores médios de matéria orgânica e carbono orgânico nas diferentes profundidades amostradas nas colunas de Latossolo, Cambissolo e Gleissolo. | 91 |
| Figura 4.10: Gráficos de linha com os valores médios de CTC e acidez nas diferentes profundidades amostradas nas colunas de Latossolo, Cambissolo e Gleissolo. | 93 |

| | |
|--|-----|
| Figura 4.11: Gráficos de linha com os valores médios da soma de base e teores médios de Ca e Al nas diferentes profundidades amostradas nas colunas de Latossolo, Cambissolo e Gleissolo. | 94 |
| Figura 4.12: Gráficos de linha com os valores médios da soma de base e teores médios de Ca e Al nas diferentes profundidades amostradas nas colunas de Latossolo, Cambissolo e Gleissolo. | 96 |
| Figura 4.13: Comportamento dos teores de Ni, Cu e Pb dos percolados ao longo do período de percolação. A-02/2022. B-03/2022. C-04/2022. D- 05/2022. E-06/2022. F-08/2022. G-10/2022. H-11/2022. I-12/2022. J-01/2023. | 98 |
| Figura 4.14: PCA das variáveis físico-químicas dos percolados das colunas contaminadas por CuSO ₄ | 100 |
| Figura 4.15: PCA das variáveis físico-químicas dos percolados das colunas contaminadas por PbCl ₂ | 100 |
| Figura 4.16: PCA das variáveis físico-químicas dos percolados das colunas contaminadas por NiCl ₂ | 101 |
| Figura 5.1: Mapa de localização da área de estudo (Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá, em verde áreas de proteção ambiental). | 108 |
| Figura 5.2: Fluxograma dos procedimentos metodológicos para o mapeamento da vulnerabilidade a contaminação dos aquíferos. | 111 |
| Figura 5.3: Parâmetros: A) profundidade da zona não saturada - D; B) Recarga - R; C) Topografia - T; D) Condutividade Hidráulica - C..... | 114 |
| Figura 5.4: Parâmetros aquíferos, solos e impactos na zona insaturada representados de acordo com os pesos e cargas propostos pelos métodos DRASTIC e DRASTIC-Tropical. | 116 |
| Figura 5.5: Mapa de vulnerabilidade a contaminação dos aquíferos da Bacia Hidrográfica do Paranoá, utilizando os métodos DRASTIC e DRASTIC-Tropical. | 120 |

ÍNDICE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1.1: Pesos dos fatores DRASTIC e DRASTIC (Pesticida)..... | 19 |
| Tabela 1.2: Divisão das classes de vulnerabilidade (Aller <i>et al.</i> , 1987)..... | 19 |
| Tabela 1.3: Classes de vulnerabilidade do índice SINTACS (Civita e De Maia, 2000). | 21 |
| Tabela 1.4: Tabela de classificação para os valores de resistência hidráulica (Stempvoort <i>et al.</i> , 1993). . | 22 |
| Tabela 2.1: Valores de pH do solo, nas três campanhas de amostragem | 45 |
| Tabela 2.2: Valores médios dos teores de cada elemento nas três campanhas de amostragem e nas duas profundidades analisadas | 46 |
| Tabela 2.3: Resultados das análises dos teores dos elementos na primeira campanha de amostragem. | 47 |
| Tabela 2.4: Resultados das análises dos teores dos elementos na segunda campanha de amostragem..... | 48 |
| Tabela 2.5: Resultados das análises dos teores dos elementos na terceira campanha de amostragem..... | 49 |
| Tabela 2.6: Valores de p encontrados no Teste de Mann-Whitney..... | 54 |
| Tabela 3.1: Dados químicos da massa foliar das espécies nativas | 66 |
| Tabela 3.2: Dados químicos da massa foliar das espécies exóticas | 67 |
| Tabela 3.3: Dados químicos dos solos amostrados no Lixão da Estrutural e na UnB. | 69 |
| Tabela 3.4: Resultados das análises de massa foliar de girassol e do sorgo após seu ciclo de desenvolvimento..... | 70 |
| Tabela 4.1: Mineralogia dos solos, a partir de difração de Raios-X. CX - Cambissolo Háplico, GX - Gleissolo Háplico e LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo. | 83 |
| Tabela 4.2: Análises físico-químicas dos solos pré-contaminação. | 83 |
| Tabela 4.3: Dados físico-químicos dos solos após contaminações. | 86 |
| Tabela 4.4: Teores de Ni, Cu e Pb dos solos após contaminações. | 87 |
| Tabela 4.5: Valor de p do teste estatístico ANOVA gerados a partir dos dados físico-químicos dos solos após contaminações..... | 90 |
| Tabela 4.6: Valores de p do teste estatístico ANOVA gerados a partir dos dados físico-químicos dos percolados após contaminações..... | 97 |
| Tabela 4.7: Teores de Ni, Cu e Pb dos percolados após contaminações..... | 99 |

| | |
|--|-----|
| Tabela 5.1: Fonte dos dados para a elaboração do mapeamento da vulnerabilidade a contaminação dos aquíferos. | 109 |
| Tabela 5.2: Pesos e cargas dos parâmetros e variáveis dos métodos DRASTIC e DRASTIC-Tropical.. | 109 |
| Tabela 5.3: Caracterização hidráulica das classes de aquíferos (Diniz <i>et al.</i> , 2014)..... | 113 |
| Tabela 5.4: Parâmetro aquífero (A) da área de estudo com pesos utilizados nos métodos DRASTIC e DRASTIC-Tropical. | 114 |
| Tabela 5.5: Parâmetro solo (S) da área de estudo com pesos utilizados nos métodos DRASTIC e DRASTIC-Tropical. | 115 |
| Tabela 5.6: Valores residuais de contaminantes após conclusão do experimento em colunas (depois de um ano de percolação de água nas colunas contaminadas com soluções de metais). | 117 |
| Tabela 5.7: Parâmetro impacto da zona insaturada (I) da área de estudo com pesos utilizados nos métodos DRASTIC e DRASTIC-Tropical. | 118 |
| Tabela 5.8: Percentual e área dos diferentes níveis de vulnerabilidade a contaminação, classificados pelos métodos DRASTIC e DRASTIC-Tropical..... | 119 |

ÍNDICE DE EQUAÇÕES

| | |
|---|-----|
| Equação DRASTIC (1.1)..... | 18 |
| Equação GOD (1.2) | 20 |
| Equação SINTACS (1.3)..... | 21 |
| Equação EPIK (1.4)..... | 21 |
| Equação AVI (1.5)..... | 22 |
| Equação Resistência Hidráulica (1.6)..... | 22 |
| Equação DRASTIC (5.1)..... | 108 |

Capítulo 1 - Introdução

1.1. Apresentação

Estima-se que cerca de 40% da população brasileira é abastecida parcial ou exclusivamente por águas subterrâneas (ANA, 2020). Esses recursos hídricos vêm sendo cada vez mais utilizados devido a sua boa qualidade, distribuição relativamente regular e acessibilidade de baixo custo. Em geral, as características das águas subterrâneas são influenciadas por vários processos, dentre os quais se destacam: i) processos naturais, como velocidade de trânsito da água no aquífero, características físico-químicas, qualidade da água de recarga, profundidade do nível freático, topografia e interação com solos e rochas; e ii) atividades antropogênicas, como lançamento de efluentes domésticos (fossas sépticas) e industriais, lixões e aterros sanitários, além de poços mal construídos que também influenciam diretamente na qualidade dessas águas (Menezes *et al.*, 2014 e Rodrigues *et al.*, 2014). Desta forma, compreender os fatores relacionados à vulnerabilidade dos aquíferos é crucial para a preservação dos recursos hídricos subterrâneos e para a implementação de políticas públicas.

Dentre os métodos mais utilizados para a avaliação da vulnerabilidade a contaminação dos aquíferos se destacam o DRASTIC e o GOD. O método DRASTIC (Aller *et al.*, 1987) representa o anagrama que contempla os diferentes parâmetros utilizados na avaliação da vulnerabilidade, incluindo: *Depth* - profundidade; *Recharge* - recarga; *Aquifer* - natureza do aquífero; *Soil* - solo; *Topography* - topografia (declividade), *Impact* - impacto; *Conductivity* - condutividade hidráulica. O método GOD (Foster e Hirata, 1988) inclui os parâmetros: *Groundwater* - natureza do aquífero; *Overall litology of aquifer* - natureza geral da geologia do reservatório, *Depth to water* - profundidade do nível freático. Segundo Hirata & Fernandes (2008), o DRASTIC é o método mais popular gerando um índice relativo de vulnerabilidade, enquanto o GOD é o de maior simplicidade de conceitos e aplicações, onde as informações necessárias encontram-se disponíveis em estudos básicos de hidrogeologia regional. Além do GOD e do DRASTIC, os métodos SINTACS (Civita, 1994), EPIK (Doerfliger e Zwahlen, 1997), EKV (Auge, 2004), SEEPAGE (Navulur e Enger, 1996), AVI (Van Stempvoort *et al.*, 1993), DAT (Ross *et al.*, 2004), SAI (Heredia e Cirelli, 2007), SORETO (Cunha, 2009) e MAIA (Maia e Cruz, 2011) também são métodos utilizados na análise da vulnerabilidade a contaminação dos aquíferos. Essa grande quantidade de métodos encontrados na literatura evidencia a necessidade de ajustes que devem ser realizados levando em consideração as especificidades de cada região, principalmente com relação às coberturas de solos que podem sofrer amplas variações em função de sua área de ocorrência, relevo, clima, geologia e relações que ocorrem na zona crítica – região na qual se desenvolvem complexas interações rocha-

solo-água-ar e seres vivos, responsável pelo fornecimento de funções e serviços ecossistêmicos de sustentação da vida (Pope, 2015)

Diversos estudos foram desenvolvidos nas bacias hidrográficas brasileiras empregando os métodos clássicos - DRASTIC e GOD (Reginato e Ahlert, 2013; Cutrim e Campos, 2010; Ribeiro *et al.*, 2011; Kemerich *et al.*, 2013; Oliveira *et al.*, 2016, Rosenberger *et al.*, 2013, Silvério da Silva *et al.*, 2013; entre outros), alguns trabalhos ainda trazem a utilização desses métodos com algumas modificações e ajustes (Linhares *et al.*, 2014; Maia e Cruz, 2011; Thirumalaivasan *et al.*, 2003; Nadiri *et al.*, 2019). Há também outros autores que adicionam algumas variáveis que não são incluídas nos métodos clássicos, como é o caso dos trabalhos de Rupert (2001), Dennys *et al.* (2007), Menezes *et al.* (2014) e Mendieta-Mendoza (2021) que abordam a influência do uso e ocupação de solo, das mudanças climáticas, das estruturas geológicas e dos processos hidrológicos superficiais na vulnerabilidade a contaminação dos aquíferos. Essas alterações são importantes, pois trazem maior confiabilidade nos resultados finais (Linhares *et al.*, 2014; Antonakos e Lambrakis, 2007).

O solo é reconhecidamente o principal elemento na proteção da contaminação dos aquíferos, uma vez que a zona não saturada da maioria desses sistemas é desenvolvida nas coberturas de regolitos. Entretanto, a importância ambiental dos solos não é restrita apenas à produção de água e proteção dos aquíferos, o regolito funciona também como uma camada protetora do ambiente como um todo, pois minimiza a dissipação de contaminantes, é um reservatório de matéria orgânica e CO₂, proporciona a produção de alimentos, recebe cargas potencialmente contaminantes na forma de aterros, dentre outras diversas aplicações.

A maioria dos métodos de avaliação da vulnerabilidade à contaminação de aquíferos tem como parâmetro de entrada os solos e suas principais feições como espessura, porcentagem de matéria orgânica, mineralogia e textura. Porém, esses métodos foram desenvolvidos em solos de clima temperado, os quais apresentam pequenas espessuras e maior disponibilidade de matéria orgânica, ao contrário dos solos tropicais que apresentam maiores espessuras, menor disponibilidade de matéria orgânica e maior estruturação. As características dos solos influenciam também na evaporação (Alexandris *et al.*, 2020), na infiltração (Mills *et al.*, 2006) e na recarga dos aquíferos (Walczuk *et al.*, 2019). Entretanto, não são muitos os estudos que abordam a influência das características dos solos, principalmente os tropicais de clima semi-árido, para a proteção de aquíferos e na depuração de cargas contaminantes (Guimarães *et al.*, 2021 e Brown Jr. e Calas, 2011).

Durante o transporte dos contaminantes no solo podem ocorrer processos de retardo, de atenuação e de incremento da mobilidade, sendo que esses processos dependem essencialmente das características dos solos e dos contaminantes, e essas condições limitam inclusive a seleção das técnicas utilizadas na remediação de solos contaminados (Salomons e Förstner, 1995). Outro

ponto chave para a melhor gestão dos recursos hídricos subterrâneos é compreender como promover a mitigação de áreas já contaminadas utilizando técnicas acessíveis e de custo relativamente baixo.

Desta forma, o objetivo principal dessa pesquisa é compreender o quanto os parâmetros físicos, químicos e mineralógicos dos solos tropicais podem influenciar na proteção dos aquíferos e do próprio regolito, e assim evidenciar como esses parâmetros interferem na capacidade de filtragem e na depuração de cargas contaminantes. Além de compreender a influência que a flora e o uso e ocupação do solo exercem nesse controle de contaminação. Os resultados obtidos podem ser aplicados em estudos de vulnerabilidade de aquíferos, em análises de risco a contaminação e na remediação de áreas contaminadas (que podem incluir tanto os solos, quanto as águas subterrâneas).

De forma específica, esse trabalho centrou-se em quatro questões principais: a) análise da influência da mudança do pH (*in situ*) no comportamento da mobilidade dos elementos de um latossolo; b) análises da massa foliar de diferentes espécies nativas e exóticas encontradas no cerrado brasileiro, afim de verificar a potencialidade das espécies nas práticas de fitorremediação e estudar a influência do uso e ocupação da terra na absorção de elementos pelas plantas; c) análise de lixiviados de colunas de solo (Gleissolo, Latossolo e Cambissolo) após contaminações controladas, buscando verificar a capacidade de retenção de cada tipo de solo e compreender como a mineralogia, a textura e a estrutura influenciam no controle de contaminantes; e d) mapeamento da vulnerabilidade a contaminação de aquíferos em regiões tropicais de clima semi-árido.

1.2 Hipótese e justificativa

O crescimento populacional nas últimas décadas resultou em um aumento significativo na demanda por águas superficiais e subterrâneas. Paralelamente, houve também a expansão de empreendimentos industriais, o incremento nos lançamentos de efluentes, a proliferação de locais para depósitos de resíduos e a expansão agrícola, o que, por sua vez, ampliou as fontes de contaminação. Assim, a avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas e a implementação de políticas públicas e ações para a proteção dos aquíferos tornam-se processos essenciais e complexos. A análise dos parâmetros que influenciam a vulnerabilidade a contaminações dos solos e aquíferos é crucial para o planejamento e a gestão ambiental, garantindo que métodos de avaliação sejam adequados e gerem informações relevantes e eficazes para a tomada de decisões.

Essa pesquisa apresenta relevância social, pois a demanda por água subterrânea para o abastecimento humano, dessedentação animal, irrigação e utilização na cadeia industrial vêm aumentando com o passar do tempo, tornando a preservação dos aquíferos fundamental, tanto para reduzir gastos no tratamento de água, quanto para evitar futuras contaminações, uma vez que a descontaminação desse meio é complexa e onerosa. A relevância científica do trabalho se vincula

à necessidade de adequar e otimizar modelos clássicos as condições ambientais tropicais, para reduzir as incertezas dos métodos que avaliam a vulnerabilidade dos aquíferos.

Diferente dos países desenvolvidos, o Brasil apresenta escassez de dados ambientais, o que dificulta a aplicabilidade dos métodos clássicos de mapeamento da vulnerabilidade de aquíferos. Assim, uma das premissas deste trabalho é desenvolver uma base de dados com as características dos solos mais comuns no cerrado e compreender o papel dos solos no controle da retenção de contaminantes e na proteção ambiental.

O trabalho também visa preencher lacunas no conhecimento sobre o papel das estruturas, texturas e mineralogia dos solos tropicais na proteção das águas subterrâneas, e compreender o quanto o clima, a vegetação e o uso e ocupação do solo influenciam na vulnerabilidade a contaminação dos aquíferos situados sob estas camadas de solo. Além disso, ao hierarquizar os solos quanto a capacidade de retenção de cargas contaminantes, espera-se que essa classificação sirva de base para estudos locais de empreendimentos potencialmente contaminantes, como: cemitérios, aterros sanitários, áreas industriais, e outras intervenções que podem impactar as águas subterrâneas.

1.3. Objetivo

O objetivo principal da pesquisa é compreender o papel dos solos tropicais, da vegetação e do uso e ocupação do solo na proteção das águas subterrâneas e na depuração de cargas contaminantes, além de otimizar as metodologias de determinação da vulnerabilidade dos aquíferos. Como objetivos específicos podem ser pontuados:

- Elaborar experimentos que demonstrem como as diferentes fases minerais, a quantidade de matéria orgânica, a textura e estrutura dos diferentes tipos de solos tropicais contribuem para a retenção de cargas contaminantes;
- Compreender o papel de espécies vegetais exóticas e nativas do cerrado na absorção de elementos naturalmente contidos nos solos ou substâncias contaminantes em condições de clima tropical semi-árido;
- Avaliar a capacidade que os solos tropicais têm em reter ou lixiviar contaminantes e assim hierarquizá-los quanto a vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos sotopostos;
- Adequar, para as regiões de clima tropical semi-árido, os métodos clássicos de avaliação da vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação, com destaque para o método DRASTIC, que primordialmente foram desenvolvidos para regiões de clima temperado;
- Propor materiais e técnicas que possam contribuir para a estabilização de contaminantes no solo e consequentemente na proteção dos aquíferos.

1.4. Estado da Arte

1.4.1. Metodologias para análise da vulnerabilidade a contaminação de aquíferos

A avaliação da vulnerabilidade de aquíferos é um conceito desenvolvido desde os anos de 1960 (Le Grand, 1964 - EUA; Margat, 1968 - França; Taltasse, 1972 - Brasil). De acordo com a *American Society for Testing Materials* (ASTM) a vulnerabilidade nas águas subterrâneas pode ser definida como a “*facilidade com a qual um dado contaminante pode migrar para a zona saturada de um aquífero em determinadas situações de uso do solo, características do contaminante e condições da área*”. Deste modo, o risco à contaminação dos recursos hídricos subterrâneos depende das propriedades físicas e da sensibilidade a impactos antrópicos e naturais dos aquíferos e das especificidades dos contaminantes (Guiguer e Kohnke, 2002; Foster e Hirata, 1993). Assim, a vulnerabilidade pode ser classificada em vulnerabilidade intrínseca e vulnerabilidade específica, onde a primeira é definida como a susceptibilidade natural à contaminação com base nas características físicas do meio ambiente independente da natureza dos contaminantes; e a vulnerabilidade específica é a susceptibilidade de um aquífero a um contaminante ou grupo de contaminantes em função das características desses e em relação com os componentes da vulnerabilidade intrínseca (Vrba & Zaporozec, 1994; Zwahlen, 2004; Villanueva *et al.*, 2015; Daly *et al.*, 2002).

Uma vez que a vulnerabilidade em si não pode ser medida diretamente, informações como geologia, profundidade do lençol freático, tipos de solo, propriedades hidráulicas e precipitação são usadas para avaliar a relativa facilidade com que os contaminantes podem alcançar e se mover através dos solos e aquíferos. Desta forma, a avaliação e o mapeamento de vulnerabilidade das águas subterrâneas tornam-se ferramentas importantes, que visam sintetizar informações hidrogeológicas complexas e possibilitam melhor interpretação por parte dos tomadores de decisão, formuladores de políticas públicas, geocientistas e o público em geral (Liggett & Talwar, 2009).

Diversos métodos foram desenvolvidos para definir e classificar a vulnerabilidade das águas subterrâneas, de modo que a escolha da metodologia a ser utilizada depende de vários fatores, incluindo a finalidade e o escopo do estudo, escala, disponibilidade de dados, tempo, custo e requisitos do usuário final. Mas, de modo geral, os métodos de avaliações de vulnerabilidade são categorizados como: métodos de índice (ou sobreposição), métodos estatísticos, ou métodos baseados em processo físicos (Gogu & Dassargues, 2000; Focazio *et al.*, 2002; Oke, 2017).

Os métodos de sobreposição e indexação foram os primeiros a serem propostos e são os mais utilizados, e se fundamentam no uso dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) para manipulação e operação de informações espaciais (Nobre, 2006; Chrispim, 2016). Nesses métodos

os parâmetros que representam as propriedades físicas do sistema, como a profundidade da água e tipo de rocha, são mapeados e a eles são empregados pesos. Os parâmetros avaliados são combinados para produzir uma indicação relativa da vulnerabilidade em uma área, sendo que na maioria dos casos, o valor de vulnerabilidade é categorizado em níveis (por exemplo, alto, médio e baixo). Apesar de muito populares, esses métodos são limitados devido à natureza subjetiva dos pesos atribuídos e pelo fato do sistema hidrogeológico não ser explicitamente representado (Gogu & Dassargues, 2000). No Brasil, um outro fator que dificulta a utilização desses métodos é a carência de dados hidrogeológicos confiáveis e robustos.

Os métodos estatísticos de avaliação da vulnerabilidade envolvem o cálculo da probabilidade de um contaminante exceder uma determinada concentração, esses métodos são normalmente usados em locais com fontes difusas de contaminação e que tenham um banco de dados robusto (Gogu e Dassargues, 2000). Na aplicação dessa metodologia são realizados testes estatísticos e mapeamento da qualidade da água de locais conhecidos, e essas análises são integradas em modelos de regressão linear / polinomiais, regressão logística, entre outros modelos estatísticos. De modo que, a análise da concentração de contaminantes pode se relacionar a uma série de fatores como geologia, espessura da zona vadosa e uso do solo (Focazio *et al.*, 2002; Liggett & Talwar, 2009; Gonçalves, 2012).

Os métodos baseados em processos físicos utilizam modelos matemáticos para simular fenômenos complexos de fluxo e transporte de contaminantes no subsolo, sendo frequentemente usados em estudos de migração de contaminantes (Gogu & Dassargues, 2000). Esses métodos requerem um banco de dados com boa cobertura de dados hidrogeológicos e geoquímicos (Gonçalves, 2012), consideram tanto as propriedades do contaminante quanto as propriedades das camadas sobrepostas (Mageira, 2000; Goldscheider, 2002), e raramente são usados na avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas, embora permitam avaliar e validar a consistência de outros métodos de mapeamento de vulnerabilidade (Daly *et al.*, 2002).

Pelo fato dos métodos de sobreposição, principalmente as metodologias DRASTIC, GOD, SINTACS, EPIK e AVI, serem os mais utilizados e difundidos na literatura nacional e internacional, esses serão detalhados a seguir. Entretanto, essas técnicas não são as únicas, há uma série de outras metodologias que foram desenvolvidas com o propósito também de avaliar a vulnerabilidade das águas subterrâneas. Outras metodologias de mapeamento da vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação são pontuadas no ANEXO 1.

1.4.1.a. DRASTIC (Aller *et al.*, 1987)

O método DRASTIC foi desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S. Environmental Protection Agency - EPA), sendo proposto para ser um sistema

padronizado de avaliação da vulnerabilidade de aquíferos frente a eventos de poluição. Os modelos seguem algumas premissas: o contaminante é inserido na superfície, atinge a água subterrânea através da infiltração provocada por eventos de precipitação, possui mobilidade em água e a área a ser avaliada precisa ter uma dimensão de no mínimo 40 hectares. Nesse método o solo é considerado uma zona de alteração de até 1,8 m com atividade biológica significativa e determina que as características mais expressivas dos solos são a textura, a mineralogia e o conteúdo de matéria orgânica (Aller *et al.*, 1987; Pires, 2019).

Este método descrito por Aller *et al.* (1987) considera sete parâmetros na avaliação da vulnerabilidade, sendo: *Depth* - a profundidade do lençol freático, *Recharge* - a recarga, *Aquifer* - a natureza do aquífero, *Soil* - o tipo de solo, *Topography* - a topografia, *Impact* - o impacto da zona vadosa, e *Conductivity* - a condutividade hidráulica. Para cada parâmetro são atribuídos valores (*W*) que variam de 1 a 5, sendo que o fator mais significativo recebe o peso 5 e o menos significativo o peso 1. Estes parâmetros são posteriormente subdivididos em subparâmetros com valores indexados (*R*) entre 1 e 10, sendo o nível de vulnerabilidade dado pela Equação 1.1.

$$I_D = \sum_{i=1}^7 W_j \times R_j \quad (1.1)$$

O DRASTIC fornece duas classificações de peso (Tabela 1.1), uma para condições normais e outra para condições de intensa atividade agrícola - DRASTIC de pesticidas (Gogu e Dassargues, 2000). Através de associações matemáticas dada pela Equação 1.1 é possível obter um índice de vulnerabilidade que pode variar de 26 a 226, sendo que quanto maior o índice DRASTIC, maior a vulnerabilidade do aquífero à contaminação.

No entanto, um valor baixo do índice não significa que não possa ocorrer contaminação, apenas que nesta área a contaminação será menos provável e menor quando comparado a outras áreas (Guiguer e Kohnke, 2002). Vale pontuar também que o índice DRASTIC fornece apenas uma ferramenta de avaliação relativa e não foi projetado para fornecer respostas absolutas. Para facilitar a interpretação, é comum dividir o índice final em classes de vulnerabilidade, tais como: potencial baixo, moderado, alto e muito alto, como apresentado no Tabela 1.2 (Corniello *et al.*, 1997; Gogu & Dassargues, 2000).

Vale apontar que o método DRASTIC foi amplamente modificado em vários trabalhos para se adequar a diferentes problemas e locais de estudo. As modificações incluem adição de condições de uso da terra, clima, tipo de contaminantes, entre outros parâmetros (Akhavan *et al.*, 2011; Shirazi *et al.*, 2013).

Tabela 1.1: Pesos dos fatores DRASTIC e DRASTIC (Pesticida).

| Parâmetro (<i>Depth</i>) | Pesos (W) | Parâmetro (<i>Recharge</i>) | Pesos (W) | Parâmetro (<i>Conductivity</i>) | Pesos (W) |
|---------------------------------|------------|-------------------------------|------------|-----------------------------------|------------|
| DRASTIC | 5 | DRASTIC | 4 | DRASTIC | 4 |
| DRASTIC-Pesticida | 5 | DRASTIC-Pesticida | 4 | DRASTIC-Pesticida | 4 |
| Subparâmetros | Cargas (R) | Subparâmetros | Cargas (R) | Subparâmetros | Cargas (R) |
| 0 - 1,5 m | 10 | 0 - 50 mm | 1 | 0 - 4,1 m/dia | 1 |
| 1,5 - 5 m | 9 | 50 - 100 mm | 3 | 4,1 - 12,2 m/dia | 2 |
| 5 - 10 m | 7 | 100 - 180 mm | 6 | 12,2 - 28,5 m/dia | 4 |
| 10 - 15 m | 5 | 180 - 255 mm | 8 | 28,5 - 40,7 m/dia | 6 |
| 15 - 23 m | 3 | >255 mm | 9 | 40,7 - 81,5 m/dia | 8 |
| 23 - 30 m | 2 | | | >81 m/dia | 10 |
| > 30 m | 1 | | | | |
| Parâmetro (<i>Aquifer</i>) | Pesos (W) | Parâmetro (<i>Soil</i>) | Pesos (W) | Parâmetro (<i>Impact</i>) | Pesos (W) |
| DRASTIC | 3 | DRASTIC | 2 | DRASTIC | 5 |
| DRASTIC-Pesticida | 3 | DRASTIC-Pesticida | 5 | DRASTIC-Pesticida | 4 |
| Subparâmetros | Cargas (R) | Subparâmetros | Cargas (R) | Subparâmetros | Cargas (R) |
| Xisto | 2 | Fino/Ausente | 10 | Camada confinante | 1 |
| Metamórfico/Ígneo | 3 | Cascalho | 10 | Argila/Silte | 3 |
| Metamórfico/Ígneo maciço | 4 | Arenoso | 9 | Folhelho | 3 |
| Tilito | 6 | Turfa | 8 | Calcário | 3 |
| | | Argila | | | |
| Arenito | 6 | agregada/expansiva | 7 | Arenito | 6 |
| Calcário estratificado | 6 | Areno-argiloso | 6 | Calcário estratificado | 6 |
| Arenito maciço | 6 | Argiloso | 5 | Areia e cascalho com silte | 6 |
| Calcário maciço | 8 | Silte-Argiloso | 4 | Areia e cascalho | 6 |
| Areia e Cascalho | 8 | Franco-Argiloso | 3 | Basalto | 9 |
| Basalto | 9 | Solo orgânico | 2 | Calcário (amb. Cárstico) | 10 |
| Calcário (amb. Cárstico) | 10 | Argila não agregada | 1 | | |
| | | Argila não expansiva | 1 | | |
| Parâmetro (<i>Topography</i>) | Pesos (W) | | | | |
| DRASTIC | 1 | | | | |
| DRASTIC-Pesticida | 3 | | | | |
| Subparâmetros | Cargas (R) | | | | |
| 0 - 2 % | 10 | | | | |
| 2 - 6 % | 9 | | | | |
| 6 - 12% | 5 | | | | |
| 12-18% | 3 | | | | |
| >18% | 1 | | | | |

Tabela 1.2: Divisão das classes de vulnerabilidade (Aller et al., 1987).

| Valor do índice DRASTIC | Classes de Vulnerabilidade |
|-------------------------|----------------------------|
| < 71 | Baixa |
| 71 – 126 | Média |
| 126 – 180 | Alta |
| >180 | Muito Alta |

1.4.1.b. GOD (Foster, 1987)

O método GOD desenvolvido pela Organização Mundial de Saúde (OMS) e publicado por Foster (1988) tem uma estrutura simples, pragmática e de fácil aplicação, onde as informações necessárias para a utilização do método encontram-se disponíveis em estudos básicos de hidrogeologia regional, tornando possível sua utilização até em países e regiões com escassez de dados hidrogeológicos. É um método empírico que utiliza como parâmetros de entrada a natureza do aquífero (*Groundwater*), a geologia do reservatório (*Overall litology of aquifer*) e a profundidade do nível freático (*Depth to water*). O índice de vulnerabilidade é o produto dos valores atribuídos a esses três parâmetros, sendo que para cada um dos parâmetros são empregados valores entre 0 e 1 (Figura 1.1), onde o valor 1 é atribuído no caso de a vulnerabilidade ser máxima. O valor geral para avaliação da vulnerabilidade é derivado da multiplicação dos três fatores (Equação 1.2).

$$I_{GOD} = I_G \times I_O \times I_D \quad (1.2)$$

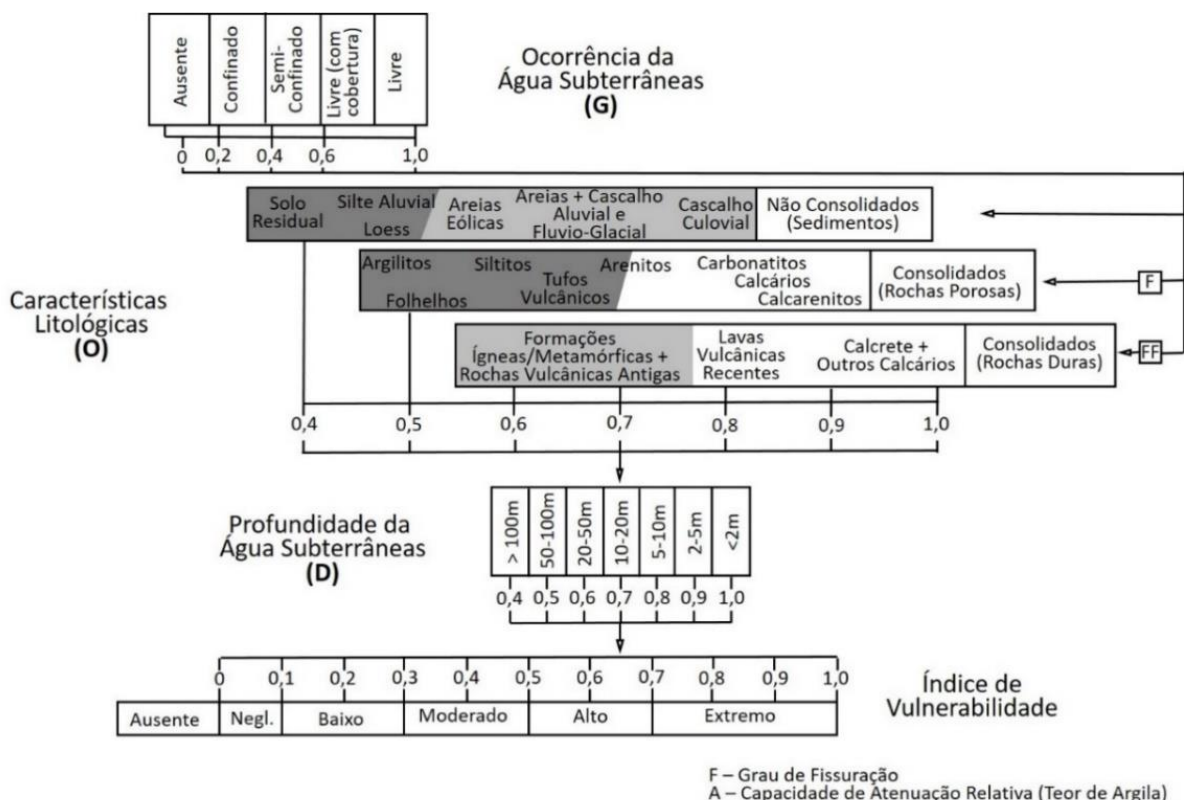


Figura 1.1: Fluxograma de pesos atribuídos na metodologia GOD.

1.4.1.c. SINTACS (Civita, 1994)

Derivado do modelo DRASTIC, o método SINTACS foi aplicado primeiramente em aquíferos italianos nos trabalhos de Civita (1994) e Civita e Maia (2004), onde a principal alteração neste método foi trocar o parâmetro da recarga pela infiltração efetiva. No SINTACS o procedimento de classificação e ponderação dos pesos é mais flexível, quando comparado ao DRASTIC, entretanto o sistema de pesos do SINTACS tem uma estrutura complexa, onde os pesos são usados em paralelo para definir as condições existentes. Assim, no SINTACS o usuário codifica os dados de entrada em função das condições locais de cada área, e tem a possibilidade de usar diferentes classificações dependendo das circunstâncias.

O índice de vulnerabilidade SINTACS pode ser calculado pela Equação 1.3, e os resultados finais descrevem seis classes de vulnerabilidade (Tabela 1.3).

$$I_s = \sum P_{(1,7)} \times W_{(1,n)} \quad (1.3)$$

Onde:

I_s = índice de vulnerabilidade pelo método SINTACS

$P_{(1,7)}$ = a classificação de cada um dos sete parâmetros usados

$W_{(1,n)}$ = o peso associado

n = o número de matrizes de classificação de peso

Tabela 1.3: Classes de vulnerabilidade do índice SINTACS (Civita e De Maia, 2000).

| Índice | Vulnerabilidade |
|-----------|--------------------|
| >210 | Muito Alta |
| 186 - 210 | Alta |
| 140 – 186 | Moderadamente Alta |
| 105 – 140 | Média |
| 80 – 105 | Baixa |
| <80 | Muito Baixa |

1.4.1.d. EPIK (Doerfliger & Zwahlen, 1998)

O método EPIK foi criado para a avaliação da vulnerabilidade em aquíferos cársticos, e foi proposto por Doerfliger e Zwahlen (1997). Quatro parâmetros principais são considerados: zona epicárstica (E), cobertura de proteção (P), condições de infiltração (I) e desenvolvimento do carste (K). Fatores de ponderação são usados para cada parâmetro para equilibrar sua importância e diferente dos outros modelos, quanto maior a vulnerabilidade menor o peso. O fator de proteção final (índice de vulnerabilidade) é calculado a partir da Equação 1.4.

$$V_i = (\alpha \times E_i) + (\beta \times P_i) + (\gamma \times I_i) + (\delta \times K_i) \quad (1.4)$$

Onde: α , β , γ e δ são os pesos.

Sendo os pesos relativos: $\alpha = 3$, $\beta = 1$, $\gamma = 3$, $\delta = 2$

O índice de vulnerabilidade apresenta valores entre 9 e 34, e é dividido em quatro categorias de grau de vulnerabilidade: alto (9-19); médio (20-25); baixo (26-34) e muito baixo (casos em que o solo apresenta condutividade hidráulica muito baixa e que tenha uma espessura de pelo menos 8 m).

1.4.1.e. AVI (Van Stempvoort et al., 1993)

A metodologia AVI (*Aquifer Vulnerability Index*) foi desenvolvida pelo *National Hydrology Research Institute* (NHRI) no Canadá e foi descrita por Van Stempvoort et al. (1993). Esta técnica é de aplicação simples e rápida sendo que para quantificar a vulnerabilidade utilizam-se como variáveis de entrada apenas a condutividade hidráulica (k) e a espessura das camadas sedimentares (d) (Equação 1.5), que permitem calcular o tempo de percurso estimado no qual o contaminante atingirá o aquífero.

$$AVI = \sum d/k \quad (1.5)$$

A resistência hidráulica é dada pela Equação 1.6:

$$c = \sum_{i=1}^n d_i / k_i \quad (1.6)$$

Onde:

c = resistência hidráulica dada pelo sistema de classificação AVI

n = o número de camadas

k = condutividade hidráulica estimada de cada uma das n camadas

O valor c está relacionado a um Índice de Vulnerabilidade de Aquífero (valores tabelados). Os autores sugerem calcular c para cada poço e então gerar o contorno de isovulnerabilidade para classificar a área de estudo em zonas AVI (Tabela 1.4).

Tabela 1.4: Tabela de classificação para os valores de resistência hidráulica (Stempvoort et al., 1993).

| c | Vulnerabilidade |
|----------|------------------------|
| <1 | Extremamente alta |
| 1 – 2 | Alta |
| 2 – 3 | Moderada |
| 3 – 4 | Baixa |
| >4 | Extremamente Baixa |

O índice AVI é mais adequado para uma avaliação de vulnerabilidade em escala regional (Zwahlen, 2004).

1.4.1.f. Tendências futuras

Mesmo com a grande quantidade de métodos de sobreposição encontrados na literatura para a análise da vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos, os resultados gerados por essas

metodologias são dados em um sentido relativo, e não absoluto. Assim, o emprego direto desses métodos não mensura os vários processos naturais, físicos e reações químicas que operam no solo, na zona crítica e nas zonas não saturadas e saturadas dos aquíferos, e que podem fazer com que o poluente mude seu estado físico e químico, e assim atenuar ou reduza o grau de poluição e modifique a natureza da contaminação.

Os processos químicos podem ser muito complexos e podem funcionar individualmente ou em combinação com outros processos para fornecer vários graus de atenuação. Sendo que o comportamento desses processos depende das características específicas do solo e do aquífero, bem como das propriedades geoquímicas específicas de cada poluente (Gogu e Dassargues, 2000). Devido a essa subjetividade que os métodos clássicos de sobreposição trazem, cada vez mais se torna comum a utilização de *machine learning*, como redes neurais, árvores de decisão e lógica *fuzzy* que tendem a melhorar a previsão de vulnerabilidade dos aquíferos. Conciliar essas técnicas de mapeamento com experimentos laboratoriais e *in situ* também é uma alternativa para melhorar a confiabilidade dos dados de entrada e os pesos dados aos parâmetros.

1.4.2. Solos do cerrado: Características Gerais

O solo é o produto de diversos processos de modificações que alteram as características físicas e químicas do material de origem. Essas alterações são o resultado de processos intempéricos e pedogenéticos que são influenciados por fatores como o clima, o relevo, os organismos, o tempo e a rocha mãe (Breemen e Buurman, 2002; Lepsch, 2010). Os solos são constituídos por três fases: gasosa, líquida e sólida, sendo que a proporção entre essas fases varia entre os diferentes tipos de solos (Santos *et al.*, 2018). Por serem sistemas físicos e dinâmicos, o solo também é um componente vital de diversos processos e ciclos ecológicos, sendo uma peça fundamental nas interações da zona crítica.

O corte em profundidade a partir da superfície até rocha mãe, dá origem a uma seção vertical do solo, que é chamado de perfil pedológico, sendo sua visualização fundamental para distinguir os horizontes que são as unidades básicas de estudo para a identificação dos solos (Sena, 2018). O Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, proposto pela Embrapa, constitui um sistema taxonômico oficial de classificação dos solos brasileiros (Santos *et al.*, 2018). Sendo que cada solo pertence a determinada classe, que se diferencia de acordo com suas características, como processo pedogenético principal, quantidade de matéria orgânica, atividade dos argilominerais, saturação em bases, textura, estrutura, porosidade, permeabilidade, mineralogia, cor, espessura, pH e potencial de óxido-redução.

A quantidade de matéria orgânica corresponde ao total de carbono orgânico contido no solo, que de modo geral, decai com a profundidade. A atividade das argilas está relacionada a

capacidade de troca catiônica (CTC), e são classificadas como argilas de alta atividade e de baixa atividade. A textura é determinada a partir da composição granulométrica da fração fina dos solos (silte, argila e areia), sendo classificada a partir do triângulo textural. Já na caracterização das estruturas são relacionadas a forma e o tamanho dos agregados e os tipos de estruturas mais comuns nos solos brasileiros são: granular, grumosa, colunar, laminar, em blocos e prismática. A porosidade é definida como os espaços vazios nos solos, e pode ser dividida em macroporosidade (entre os agregados) e microporosidade (dentro dos agregados). A permeabilidade é a capacidade que um solo tem de permitir a passagem de água. A mineralogia dos solos é influenciada diretamente pela composição da rocha mãe, sendo composta por fases residual e fase neoformada. A cor, usualmente classificada com auxílio carta de Munsell, é uma propriedade importante para indicar o estado de oxidação e hidratação do ferro e do conteúdo de matéria orgânica. A profundidade é a soma da espessura de cada horizonte, e pode ser classificada como rasa (< 50cm), pouco profunda (50-100 cm), profunda (100-200 cm) e muito profunda (> 200 cm). De modo geral, o pH dos solos tropicais varia entre 2,5 e 7, e o eH pode ser positivo ou negativo sendo influenciado diretamente pelas condições ambientais do meio. Outros atributos como cerosidade (acúmulo de argila por iluviação), pedregosidade (presença de materiais grossos) e rochosidade (presença de fragmentos líticos nos horizontes A e B) também são importantes na classificação dos solos.

O cerrado é considerado o segundo maior bioma da América Latina, ocorre entre 3° e 22° de latitude Sul e 39° e 65° de longitude Oeste, tendo uma extensão de aproximadamente 200 milhões de hectares, ocorrendo quase que em sua totalidade no Planalto Central do Brasil (Albuquerque e Silva, 2008). Este bioma apresenta características típicas de regiões tropicais com duas estações bem marcadas: inverno seco e verão chuvoso (Oliveira *et al.*, 2005). De modo geral, os solos do bioma cerrado são muito intemperizados, e quanto maior o grau de intemperismo no solo, menor é a similaridade entre a sua composição e a composição elementar do seu material de origem. Normalmente, solos com elevado grau de intemperismo tendem a apresentar elevado teor de minerais secundários, especialmente na fração argila (McBride, 1994). Os argilominerais se caracterizam por apresentarem elevada área superficial, que em conjunto com a matéria orgânica, contribui com a reatividade química dos solos. Esses minerais do grupo dos filossilicatos podem ser do tipo 1:1 (ex: caulinita) ou do tipo 2:1 (ex: esmectita, vermiculita, ilita). Os solos do cerrado são tipicamente ácidos (reduzido valor de pH), apresentam baixos teores de matéria orgânica e de bases trocáveis, mas apresentam teor de Al trocável relativamente alto (Oliveira, *et al.*, 2005) e costumam apresentar profundidade maior que 2 m, isto porque a atividade biológica e os processos pedogenéticos são favorecidos neste ambiente (Azevedo, 2018).

Nos últimos 50 anos, o cerrado tornou-se uma das últimas e principais fronteiras agrícolas

para a produção de alimentos, suprimindo a necessidade do Brasil e de outros países. Esse aumento se deu devido a ampliação da área cultivada e da mecanização (favorecida pela topografia plana) e dos avanços da tecnologia (Albuquerque e Silva, 2008). Desta forma, estudos sobre a influência dessa ampliação agrícola nos solos, no clima e nas águas vem sendo realizados, principalmente no que diz respeito aos impactos ambientais.

1.4.3. Solos contaminados: comportamento dos contaminantes

O comportamento dos contaminantes no solo depende de diversos fatores, sobretudo da concentração do elemento em solução, da capacidade de adsorção do elemento na relação sólido-solução, das cargas, da capacidade de troca, do pH, do tipo de argilomineral que compõe o solo e da solubilidade da solução. Além disso, o deslocamento do contaminante ao longo do perfil pedológico irá depender das características granulométricas e da porosidade do meio, sendo que a movimentação e o comportamento de um contaminante não são o resultado da ação individual de um desses fatores supracitados, mas sim da combinação deles (Donagemma *et al.*, 2003; Pinto *et al.*, 2020; Mazucato *et al.*, 2020). Desta forma, processos físicos, químicos e biológicos nas zonas não saturadas e saturadas, podem causar degradação ou desaceleração da disseminação dos poluentes que se infiltram em solução no solo (Magieva, 2000).

De modo geral, os metais podem estar associados aos solos de diferentes maneiras, como: óxidos, carbonato, fosfatos, na matéria orgânica, frações trocáveis nas estruturas dos silicatos e argilominerais ou estar em solução. A dispersão e a adsorção dos elementos são os principais processos químicos que afetam o comportamento e a biodisponibilidade de metais nos solos, pois controlam as concentrações dos íons metálicos na solução e sua absorção pelas plantas (Alloway, 1995; Silva, 2012; Cotta e Rodrigues, 2020).

O processo de adsorção consiste na transferência de um ou mais constituintes em uma fase fluida para a superfície de uma fase sólida, neste processo é chamado de adsorbato a substância dissolvida ou acumulada; de adsorvido a interface entre a fase fluida e o sólido; e de adsorvente o sólido na qual a adsorção ocorre (Silva, 2010). Nos solos, a adsorção é a passagem de um soluto da fase aquosa para a superfície de um adsorvente sólido (agregados), sendo que este processo pode ocorrer nos macros ou microporos (Cotta e Rodrigues, 2021). Existe também a possibilidade de ocorrer reações de complexação entre os metais e as substâncias húmicas e as superfícies minerais (Rieuwerts *et al.*, 1998), nestes casos podem formar complexos de esfera externa e interna. No complexo de esfera externa a ligação entre o metal e a superfície sólida são pares iônicos que tem pelo menos uma esfera de hidratação entre o íon e a partícula. Nos complexos de esfera interna são pares iônicos que têm ligação de curta distância entre o íon e a partícula, mas sem envolvimento de moléculas de água (Hingston *et al.*, 1974).

Os contaminantes são adsorvidos nos solos por meio de troca iônica ou interações eletrostáticas, forças de van der Waals ou ligações químicas estáveis (Linhares *et al.*, 2009). E de

acordo com o tipo de ligação a adsorção pode ser classificada como física ou química (Tavares, 2013). Na adsorção física (ou não-específica) a interação entre o sólido e o metal ocorre por interações eletrostáticas, gerando complexos pouco estáveis de esfera externa (Zhou e Haynes, 2010). Já na adsorção química (ou específica) a interação sólido-solução ocorre por ligações covalentes ou iônicas em mecanismos de complexação e troca de cátions, propiciando a formação de complexos de esfera interna (Alloway, 2013; Sposito, 2008). Dependendo do tempo em que os contaminantes ficam em contato com o solo, esses podem vir a fazer parte da estrutura de alguns minerais e quando não há uma interação estável da solução contaminada com o solo pode ocorrer a migração da contaminação, culminando na contaminação também de aquíferos (Linhares *et al.*, 2009).

Há várias normas brasileiras regulamentares relativas as concentrações máximas de metais permitidas em água e solos, entretanto essas normas são genéricas, pois não levam em consideração as características físico-químicas do solo e do poluente (Cotta e Rodrigues, 2020). Desta forma, as características dos contaminantes e o modo como ele se comporta no contexto sólido-solução são fatores importantes a serem analisados no contexto ambiental. Nos tópicos a seguir serão apresentadas características associadas ao comportamento do cobre, chumbo e níquel (metais utilizados no experimento de contaminação de colunas de solo).

1.4.3.a. Cobre

O cobre é um metal de transição, tem número atômico 29 e peso molecular $63,54 \text{ g.mol}^{-1}$. Em concentrações adequadas é um metal essencial à sobrevivência das plantas, sendo considerado um micronutriente (Sodré, 2001). A concentração média do cobre no solo é de 20 mg.kg^{-1} , apresentando variações entre 6 e 80 mg.kg^{-1} e ocorre nesse meio sob a forma de sais, enquanto em solução apresenta-se como cátion bivalente (McBride, 1994). A adsorção do cobre pode ocorrer por ligações covalente ou eletrostáticas (Hsu, 1989).

Assim como qualquer outro elemento, o Cu pode ser incorporado nos solos de forma natural a partir de processos geológicos, intempéricos e pedogenéticos, ou pode ser acrescido ao meio por fontes antrópicas como resíduos urbanos, industriais e agrícolas (Tavares e Carvalho, 1992). Este elemento em grandes concentrações no solo afeta o tecido vegetal das plantas e causa deficiência de outros nutrientes (Hunt, 1972). Se consumido em altas concentrações pelo ser humano pode causar deterioração mental, falta de coordenação motora e danos aos rins e ao fígado (USEPA, 2015). De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, a concentração máxima permitida de cobre nos efluentes é de 1 mg/L .

1.4.3.b. Chumbo

O chumbo apresenta um peso molecular de $207,9 \text{ g.mol}^{-1}$ e número atômico 82, é do grupo dos elementos trocáveis e é pouco móvel devido à forte quimiossorção (McBride, 1994). A configuração eletrônica do chumbo facilita as ligações e o compartilhamento de elétrons, pois a camada externa possui elétrons desemparelhados, além disso, o espaço vazio nos orbitais desse elemento possibilita a formação de complexos (Silva, 2012).

O teor de chumbo nos solos pode ter origem natural, decorrente do processo de intemperismo e pedogênese, ou ser de origem antrópica podendo estar relacionado a várias fontes de contaminação, como: detergentes domésticos, escoamento de rua, lixo hospitalar, indústrias, fabricante de baterias, combustíveis fosseis, agrotóxicos, fundições e cisternas (Silva, 2012). Este elemento em concentrações altas provoca danos no sistema nervoso e na circulação sanguínea (Gupta & Bhattacharyya, 2008). O limite máximo permitido em lei de descarte de chumbo em corpos d'água receptores é de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ (Conama, Resolução nº 357/2005).

1.4.3.c. Níquel

O níquel é um elemento de transição, tem número atômico 28 e peso molecular de $74,71 \text{ g.mol}^{-1}$ e assim como os outros elementos anteriormente discutidos, também tem alto potencial para contaminar solos e águas, isto porque as fontes que dão origem a essas contaminações são diversas, incluindo resíduos industriais e urbanos. Nos solos, a concentração de Ni varia de 10 a 1000 ppm e são considerados micronutrientes para as plantas (Alloway, 1995; Fabiano et al., 2015). O limite máximo permitido para descarte de efluentes é de $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (Conama, Resolução nº 357/2005).

1.4.4. Solos contaminados: formas de remediação

Nos últimos anos vem sendo dada atenção especial aos impactos gerados por metais potencialmente tóxicos, pois quando essas espécies são lançadas no meio ambiente sem tratamento adequado podem contaminar solos e aquíferos (Bueno e Carvalho, 2007). Os elementos químicos, principalmente os metais, quando em solução podem apresentar diversidade de formas físico-químicas, ou seja, diferentes especiações químicas, e essas mudanças de forma alteram a toxicidade dos metais nas águas (Howard, 1997; Bueno e Carvalho, 2007). A maioria dos metais existem naturalmente no ambiente e são fundamentais, em concentrações adequadas, para a manutenção da vida, entretanto com o aumento das concentrações esses elementos podem se tornar contaminantes, causando danos ambientais e aos organismos (Salgado, 1996).

A contaminação de solos e aquíferos por metais pesados tem sido reconhecido como um importante problema ambiental, principalmente na área de saúde pública (Kedziorek e Bourg, 2000) e a remediação dessas contaminações é tecnicamente difícil e dispendiosa, mas esse controle

é de fundamental importância (Yang *et al.*, 2012). Para melhorar a qualidade do solo, vários métodos de remediação *in situ* e *ex situ* têm sido empregados, tais como *Pump and Treat* (Bombeamento e Tratamento), extração a vapor (SVE), dessorção térmica, aeração, barreiras reativas permanentes (BRPs), incineração, estabilização, solidificação, lavagem do solo, eletrorremediação, biorremediação e fitorremediação (Tavares, 2013; Mulligan *et al.*, 2001).

Na literatura é encontrada uma série de trabalhos que utiliza a alteração do pH para conter contaminações como é o caso dos trabalhos de Prado e Juliatti (2003), Messias *et al.* (2007), Pan *et al.* (2021) e Yang *et al.* (2021) que analisaram a mobilidade de ferro, cádmio, chumbo, cobre e zinco em colunas de solos e concluíram que esses metais têm sua mobilidade diminuída com o aumento de pH. Assim, se o pH aumenta, a carga líquida protônica assume valores negativos e a atração eletrostática das partículas do solo por um metal aumenta (Silva, 2012). Alguns estudos examinaram também a condutividade hidráulica (Osinubi, 1998; Nalbantoglu e Tuncer, 2001) e as microestruturas (Tran *et al.*, 2014) após modificação do pH. Cal, pó de dolomito e rocha fosfatada solúveis são alguns dos materiais que podem ser utilizados para se controlar o pH dos solos.

A fitorremediação é uma técnica de recuperação de áreas contaminadas baseada no uso de plantas como agente remediador. O Brasil apresenta alto potencial na utilização dessa técnica devido a sua elevada biodiversidade e clima, que são favoráveis aos processos biológicos para remoção de contaminantes. Em especial, algumas espécies de plantas encontradas no cerrado são classificadas como hiperacumuladora de metais, o que aumenta o potencial de fitorremediação como é o caso do Pequi, Angico e Araticum (Garbiscu e Alkorta, 2001; Oliveira *et al.*, 2009; Aguiar *et al.*, 2012). A fitorremediação é uma alternativa interessante no controle de contaminação de áreas degradadas, uma vez que, é uma técnica ecologicamente viável e com custo relativamente baixo (Pires *et al.*, 2003).

1.4.5. Estudos em colunas de solo

Na literatura é encontrada ampla diversidade de estudos que utiliza a experimentação em colunas de solo para melhor compreender o comportamento dos elementos no contexto solo-solução de forma controlada. O trabalho de Matos *et al.* (2021), por exemplo, utiliza as colunas para compreender a lixiviação de fósforo em solos com diferentes texturas. Silva (2012) analisou a mobilidade de arsênio, cobalto, chumbo e zinco em colunas de latossolos, onde foi utilizado cinzas de carvão oriundas de termoelétricas para controlar a contaminação. Neiverth *et al.* (2013) analisaram a mobilidade de nitrogênio em colunas de latossolo, cambissolo e gleissolo.

Matos *et al.* (2013), Silva *et al.* (2012) e Basso *et al.* (2016) caracterizaram por meio de ensaio de percolação em colunas, os parâmetros de transporte e retenção dos íons potássio, sódio, cálcio e magnésio do percolado de vinhaça (resíduo utilizado na agricultura da cana-de-açúcar). No trabalho de Boeira *et al.* (2003) as colunas de solo foram utilizadas para avaliar a lixiviação de

agrotóxicos em latossolos e neossolo quartzarênico. Camobreco *et al.* (1996) compararam a mobilidade de metais em colunas de solo com estruturas deformadas e não deformadas.

Hartley *et al.* (2004) utilizam colunas de solo para compreender o comportamento do arsênio e para a remediação da contaminação usaram goetita, grãos de ferro, sulfato de ferro e cal. Garcés *et al.* (2008) estudaram a mobilidade dos elementos cádmio, cobre e zinco, em relação ao carbono orgânico dissolvido. Outros trabalhos que utilizam esta metodologia são os de Gazano (2006) e Agourakis *et al.* (2006) que avaliaram a contaminação no solo provocada pelo rejeito de pilhas alcalinas, e com estes estudos foi possível concluir que o descarte indevido desse material provoca a contaminação no solo por cádmio, chumbo, manganês e zinco e indicaram que o pH do solo é uma característica importante na retenção dos elementos contaminantes. Os experimentos em coluna também são utilizados para compreender a lixiviação e contaminação dos solos e dos aquíferos a partir do lixiviado de medicamentos como é o caso dos estudos de Casey *et al.* (2003), Teijón *et al.* (2014), Kiecak (2019) e Litskas *et al.* (2021).

Há também uma série de estudos que usaram as colunas de solo para compreender o comportamento de metais provenientes de lodo de esgoto como é o caso dos trabalhos de Antoniadis e Alloway (2002), Navarro-Pedrenõ *et al.* (2003) e Ashworth & Alloway (2004). Almeida (2009) avaliou o comportamento de metais em colunas de solos arenosos lixiviados com chorume proveniente de aterro sanitário.

Pode-se perceber que há uma ampla aplicabilidade da experimentação em colunas de solos para compreender o comportamento dos elementos na relação solo-solução. Entretanto, é importante pontuar que existem uma série de ressalvas que devem ser consideradas ao interpretar os dados oriundos destes experimentos, como: o ensaio não retrata o comportamento real em campo do elemento do solo, uma vez que a experimentação é feita de forma controlada em laboratório e as infinitas reações que ocorrem na zona crítica dificilmente serão mensuradas de forma fidedigna. O ideal é realizar o experimento da forma mais controlada possível, tendo o cuidado de amostrar o solo de forma que melhor preserve suas características naturais, evitar as interferências de borda na coluna, adicionar camadas filtro na parte inferior e superior da coluna, coletar amostras de percolado no final da coluna e fazer o armazenamento correto dessas amostras, além de adicionar água em quantidade proporcional as precipitações dos locais em que foram coletas as amostras de solo possibilitando que sejam retratados, de forma aproximada, as condições reais.

1.5. Materiais e Métodos

O detalhamento dos materiais e métodos utilizados nesse trabalho serão melhor apresentados nos Capítulos II, III, IV e V, juntamente com os resultados. Mas pontua-se como principais

técnicas utilizadas: amostragem de solos e massa foliar; construção de colunas de solo; coleta e análise de percolados das colunas de solo; experimentação *in situ* - modificação do pH dos solos; análises químicas de solo e água (percolado); tratamento estatísticos dos dados; e manipulação dos dados em ambiente SIG.

1.6. Estruturação da Tese

Esta tese foi elaborada no formato de artigos científicos, permitindo uma abordagem focada e sistemática sobre o controle de contaminação em solos tropicais, utilizando a área do antigo Lixão da Estrutural (DF), como estudo de caso. A pesquisa foi estruturada em quatro artigos principais, interconectados para abordar diferentes dimensões do tema e proporcionar uma análise integrada das estratégias de mitigação e recuperação ambiental em ambientes tropicais, com aplicação mais ampla em áreas de cerrado e climas similares.

No primeiro artigo, intitulado “Caracterização e Mapeamento da Vulnerabilidade de Aquíferos no Entorno do Lixão da Estrutural”, foi analisado o comportamento químico de um latossolo localizado próximo ao Lixão da Estrutural, com foco nos efeitos da elevação do pH por meio da aplicação de pó de dolomito. Amostras de solo foram coletadas e analisadas antes e após a aplicação, sendo os dados químicos interpretados com o apoio de métodos estatísticos. Os resultados demonstraram que o aumento do pH provocou alterações nos teores dos elementos do solo, indicando a importância desse fator no controle de contaminações.

O segundo artigo, “Avaliação do Potencial Fitorremediador de Espécies Nativas e Exóticas do Cerrado”, indicou o potencial de fitorremediação de espécies nativas e exóticas do cerrado, além de plantas de ciclo curto, como girassol e sorgo, com base em análises químicas da massa foliar coletada em áreas com diferentes usos do solo (Lixão da Estrutural e Campus da Universidade de Brasília). Os resultados indicam o potencial de espécies do cerrado para estratégias de mitigação de contaminação em solos tropicais.

O terceiro trabalho, denominado “Análise do comportamento de contaminantes (Ni, Cu e Pb) em solos tropicais (Latossolo, Cambissolo e Gleissolo) a partir de ensaios de percolação em colunas”, avaliou a interação de latossolos, gleissolos e cambissolos com os metais Cu, Pb e Ni por meio de experimentos de percolação em colunas de solo, combinando análises físico-químicas, texturais e estruturais. Análises estatísticas auxiliaram na compreensão da dinâmica de transporte e retenção de contaminantes no perfil dos solos. Os resultados indicaram que o Gleissolo apresentou a maior capacidade de retenção de contaminantes, seguido pelo Latossolo e Cambissolo, com diferenças influenciadas por características como CTC, conteúdo de matéria orgânica, acidez, mineralogia e estruturas presentes em cada tipo de solo.

O quarto artigo, “Análise do índice de vulnerabilidade DRASTIC e DRASTIC-Tropical na bacia do Lago Paranoá - Brasília-DF”, aplicou o índice DRASTIC e desenvolveu sua adaptação,

o DRASTIC-Tropical, na Bacia do Lago Paranoá (DF), para avaliar a vulnerabilidade dos aquíferos considerando as particularidades do clima tropical e dos solos brasileiros. O uso de SIGs destacou áreas prioritárias para proteção de águas subterrâneas, fornecendo dados mais consistentes para políticas públicas de prevenção à contaminação.

Os artigos foram organizados de modo a proporcionar uma visão integrada sobre o controle de contaminação em solos tropicais. Sendo apresentado ao longo dos trabalhos a base química e estrutural de solos em áreas adjacentes ao Lixão da Estrutural, soluções de remediação e controle de contaminações, análises de processos dinâmicos e novas metodologias para avaliação de vulnerabilidade ambiental de aquíferos.

Por fim, vale destacar que o uso do Lixão da Estrutural como estudo de caso permitiu uma investigação de um cenário crítico de alteração antrópica do meio ambiente representativo no cerrado brasileiro. Contudo, os resultados obtidos oferecem subsídios para a aplicação em áreas tropicais mais amplas, promovendo avanços na gestão de passivos ambientais em solos de características e contextos similares.

1.7. Referências

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (2020). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2020. Brasília: ANA. 118 p., disponível em: https://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/acervo/detalhe/87742. Acesso em: 22 set. 2024.
- AGOURAKIS, D.C., CAMARGO I.M.C., COTRIM, M.B., FLUES, M. Comportamento de zinco e manganês de pilhas alcalinas em uma coluna de solo. *Quím. Nova*, v. 29, n. 5, p. 960-964, 2006
- AGUIAR, C. R. C; LOPES, B. C; BARBOSA, M. V. D; BALIEIRO, F. C; GOMES, M. M. Fitorremediação de solos contaminados por petróleo. *Revista Trópica: Ciências Agrárias e Biológicas*, v. 6, n. 1, 2012.
- AKHAVAN S, MOUSAVI SF, KOUPAI JA, ABBASPOUR KC (2011) Conditioning DRASTIC model to simulate nitrate pollution case study: Hamadan–Bahar plain *Environ Earth Sci* 63:1155–1167. doi :10.1007/s12665-010-0790-1
- ALBUQUERQUE, A. C. S.; SILVA, A. S. Agricultura tropical: quatro décadas de inovação tecnológica, institucionais e políticas. Brasília: Embrapa Informações tecnológicas, 2008. 1336 p.
- ALMEIDA, T.L. Implicações ambientais dos processos de atenuação de lixiviado em locais de disposição de resíduos sólidos urbanos. 2009. 328f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.
- ALEXANDRIS, S., PROUTSOS, N. (2020). How significant is the effect of the surface characteristics on the Reference Evapotranspiration estimates? *Agricultural Water Management*, 237. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106181>
- ALLER, L., BENNETT, T., LEHR, J. H., PETTY, R.J., HACKETT G. 1987. DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. U.S. EPA Report 600/2-85/018.
- ALLOWAY, B.J. Heavy metals in soils. 2ed. Glasgow: Blackie Academic, 1995. 364p.
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B., VELLOSO A.C.X., COSTA, L.M. OLIVEIRA C. Mobilidade de metais pesados em solo tratado com resíduo siderúrgico ácido. *R Bras Ci Solo*, v.22, p.345-353, 1998.
- ANTONIADIS, V., ALLOWAY, B.J., 2002. The role of dissolved organic carbon in the mobility of Cd, Ni and Zn in sewage sludge-amended soils. *Environ. Pollut.* 117, 515–521
- ALLOWAY, B.J., 2013. Bioavailability of Elements in Soil, in: Selinus, O. (Ed.), *Essentials of Medical Geology*. Springer, New York, p. 805.
- ANTONAKOS, A. K.; LAMBRAKIS, N. J. (2007). Development and testing of three hybrid methods for the assessment of aquifer vulnerability to nitrates, based on the drastic model, an example from NE Korinthia, Greece.. *Journal of Hydrology*, v. 333, p. 288-304, 2007.

- ARAÚJO, E.A., KER, J.C., NEVES, J.C.L., LANI, J.L. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. *Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias*, Guarapuava-PR, v.5, n.1, p.187-206, 2012.
- ASHWORTH D.J. ALLOWAY B.J. Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc *Environ. Pollut.*, 127 (2004), pp. 137-144
- AUGE, M. Vulnerabilidad de acuíferos: conceptos y metodos. 2004. Buenos Aires: Universidade de Buenos Aires. Disponível em: <<http://tierra.rediris.es/hidrored/ebvulnerabilidad.html>>.
- AZEVEDO, M.F.C., Estudo do parâmetro solo nos métodos para a determinação de vulnerabilidade a contaminação de aquíferos em regiões tropicais. Dissertação de Mestrado. IG/UnB. Brasília-DF/Brasil. 2018.
- BREEMEN, N.V. & BUURMAN, P. Soil formation. 2.ed. Dordrecht, Kluwer Academic, 2002. 404p.
- BOHN. H.L., MCNEAL, B. L. CONNOR.G.AO. 1979. Soil Chemistry. John Willey & Sons. New York. 155-171pp.
- BASSO, C.J.; SANTI, A.L.; LAMEGO, F.P.; SOMAVILHA, L.; BRIGO, T.J. Vinhaça como fonte de potássio: resposta da sucessão aveiapreta/milho silagem/milho safrinha e alterações químicas do solo na Região Noroeste do Rio Grande do Sul. *Ciência. Rural*, Santa Maria, v.43, n.4, p. 596-602, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782013000400006>.
- BOEIRA, R.C., SOUZA, M.D., FERRACINI, V.L. Utilização de colunas de solo para avaliação da lixiviação de agrotóxicos. *Separata de Congresso Virtual Iberoamericano sobre Gestión de Calidad em Laboratorios*. V.2. 1-7 pg. 2003.
- BOSSO, S.T.; ENZWEILER, J. Ensaios para determinar a (Bio)disponibilidade de Pb em solos contaminados. *Química Nova*, v. 31, n. 2, p. 394-400, 2008.
- BROWN G. E. JR, CALAS G. 2011. Environmental mineralogy – Understanding element behaviour in ecosystems. *Comptes Rendus Geoscience* 343, 90-112
- BUENO, C. I. DE C; CARVALHO, W. A. Remoção de chumbo(II) em sistemas descontínuos por carvões ativados com ácido fosfórico e com vapor; *Quím. Nova* vol.30 no .8 São Paulo 2007
- CAMOBRECO V.J., RICHARDS B.K., STENHUIS, T., PEVERLY J.H., MCBRIDE M.B. Movement of heavy metals through undisturbed and homogenized soil columns *Soil Sci.*, 161 (1996), pp. 740-750
- CASEY F.X.M., LARSEN G.L., HAKK H., ŠIMŮNEK J. *Environmental Science & Technology* 2003 37 (11), 2400-2409. DOI: 10.1021/es026153z
- CHRISPIM, Z. M. P. (2016). Análise da Vulnerabilidade e Caracterização Hidrogeoquímica dos Aquíferos Livres Rasos da Parte Emersa da Bacia Sedimentar de Campos. Tese (Doutorado). Campos dos Goytacazes: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 24 p.
- CIVITA, M. 1994. Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento. Teoria and practica (Aquifer vulnerability maps to pollution). Pitagora, Bologna.
- CIVITA, M; MAIA, M. Assessing and mapping groundwater vulnerability to contamination: The Italian “combined” approach. *Geofísica Internacional*. 43(4). p. 513–532, 2004.
- CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente); Resolução No.357, 30 Junho, 1999, Diário Oficial da União, 22 Julho,1999.
- CORNIELLO, A.; DUCCI, D.; RUGGIERI, G. Areal Identification of Groundwater Nitrate Contamination Sources in Periurban Areas. *Journal Soils Sediments*, v. 7, n.3, pp. 159–166, 2007.
- COTTA, J. A. DE O.; RODRIGUES, M. C. Lead sorption study in weathered soils in its different fractions. *Research, Society and Development*, [S. l.], v. 9, n. 4, p. e57942306, 2020. DOI: 10.33448/rsd-v9i4.2306. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/2306>.
- CUNHA, L.S. 2009. Proposição de Metodologia para a Gestão de Aquíferos Costeiros: Aplicação na região de influência do Complexo Portuário do Pecém - Ceará. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília.
- CUTRIM, A. O.; CAMPOS, J. E. G. Aplicação dos métodos Drastic e Posh para a determinação da vulnerabilidade e perigo à contaminação do aquífero Furnas na cidade de Rondonópolis-MT. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 15, n. 2, p. 127-142, 2010.
- DALY D, DASSARGUES A, DREW D, DUNNE S, GOLDSCHIEDER N, NEALE S, POPESCU C, ZWHALEN F (2002) Main concepts of the “European Approach” for (karst) groundwater vulnerability assessment and mapping. *Hydrogeol J* 10(2):340–345
- DENNY, S. C.; ALLEN, D. M.; DRASTIC-Fm: a modified vulnerability mapping method for structurally controlled aquifers in the southern Gulf Islands, British Columbia, Canada. *Hydrogeology Journal*, v. 15, p. 483-493, 2007.

- DOERFLIGER, N.; ZWAHLEN, F. 1997. EPIK: a new method for outlining of protection areas in karstic environment. In: Gunay G, Jonshon AI (eds) International symposium and field seminar on "karst waters and environmental impacts". Antalya, Turkey. Balkema, Rotterdam, pp 117-123.
- DONAGEMMA, G.K.; RUIZ, H.A.; FONTES, M.P.F.; KER, J.C. & SCHAEFER, C.E.G.R. Dispersão de Latossolos em resposta à utilização de pré-tratamentos na análise textural. R. Bras. Ci. Solo, 27:765-772, 2003.
- FOCAZIO, M.J., T.E. REILLY, M.G. RUPERT, AND D.R. HELSEL. 2002. Assessing ground-water vulnerability to contamination: Providing scientifically defensible information for decision makers. US Department of Interior and US Geological Survey, Reston, VA. US Geological Survey Circular No. 1224
- FOSTER, S.S.D. & HIRATA, R.C.A. 1988. Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data. WHO-PAHO/HPE-CEPIS Technical Manual, Lima, Peru, 81p.
- FOSTER, S.; HIRATA, R. Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas: um método baseado em dados existentes. Tradução de Ricardo Hirata, Sueli Yoshinaga, Seiju Hassuda, Mara Akie Iritani. Boletim do Instituto Geológico, n. 10, 1993.
- GARBISCU, C.; ALKORTA, L. Phytoextraction: a cost effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. Bioresource Technology, Essex, v. 77, p. 229-236, 2001.
- GARCÉS, D. M.; CANO, A. F.; AROCENA, J. M. Dissolved organic carbon and metals release in amended mine soils. Revista de la Sociedad Española de Mineralogia, n. 10, p. 115-117, 2008.
- GAZANO, V.S.O. Contaminação de solos por metais tóxicos provenientes do descarte inadequado de pilhas Zinco-Carbono de uso doméstico. Dissertação de Mestrado. USP. São Paulo-SP/Brasil. 2006.
- GOGU, R.C.; DASSARGUES, A. 2000. Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. Environ Geol 29(6):549-559.
- GOLDSCHIEDER, N. 2002. Hydrogeology and vulnerability of karst systems: Examples from the Northern Alps and Swabian Alb. PhD thesis. University of Karlsruhe. pp. 1-259.
- GONÇALVES, L.R. Vulnerabilidade natural e avaliação de risco de contaminação dos sistemas de aquíferos nas áreas degradadas pela extração de carvão na bacia hidrográfica do Rio Mãe Luzia. Dissertação de Mestrado, UFRGS/PPGEM. Porto Alegre/Brasil. 2012.
- GUIGUER N. & KOHNKE M. W. 2002. Métodos para determinação da vulnerabilidade de aquíferos. XII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Santa Catarina, 13 p.
- GUIMARÃES, C.C.B., DEMATTÊ, J.A.M. , AZEVEDO, A.C., SILVA, R.C. Interpreting regolith data to infer groundwater potential contamination in Piracicaba, Brazil, Journal of South American Earth Sciences, Volume 109, 2021, 103298, ISSN 0895-9811, <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2021.103298>.
- GUPTA S.S., BHATTACHARYYA K.G., Immobilization of Pb(II), Cd(II) and Ni(II) ions on kaolinite and montmorillonite surfaces from aqueous medium, Journal of Environmental Management, Volume 87, Issue 1, 2008, Pages 46-58, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.01.048>.
- HARTLEY W., EDWARDS R., LEPP N.W. Arsenic and heavy metal mobility in iron oxide-amended contaminated soils as evaluated by short- and long-term leaching tests, Environmental Pollution, Volume 131, Issue 3, 2004, Pages 495-504, ISSN 0269-7491, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.02.017>.
- HEREDIA, O.S; CIRELLI, A.F. 2007. Groundwater chemical pollution risk: assessment through a soil attenuation index. Environ Geol (53): p.249-255.
- HINGSTON, F. J.; POSNER, A. M.; QUIRK, J. P.; Soil Sci. 1974, 25, 16.
- HIRATA, R. & FERNANDES, A.J. 2008. Vulnerabilidade à Poluição de Aquíferos. In: Feitosa, F.A.C., Manoel Filho, J., Feitosa, E.C., Demetrio, J.G.A. 2008. Hidrogeologia: conceitos e aplicações. 3 ed. Revisada e ampliada, Rio de Janeiro: CPRM, 412-417 p.
- HOWARD, G. S. (1997). Ecological psychology: Creating a more earth-friendly human nature. University of Notre Dame Press.
- HSU, P. H. In Minerals in Soil Environments; Dixon, J.B.; Weed, B., Ed., Book 1; SSSA Madison, 1989
- HUNT, C. B.; Geology of Soils: Their Evolution, Classification, and Uses W. H. Freeman & Co. San Francisco, 1972
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico 2010. Disponível em: www.ibge.gov.br/cidadesat/painel/painel.php?codmun=292740.
- KEDZIOREK, M. A. M. AND BOURG, A. C. M. (2000). "Solubilization of lead and cadmium during the percolation of EDTA through a soil polluted by smelting activities." Journal of Contaminant Hydrology, 40, 381-392

- KEMERICH, P. D. C.; MARTINS, S. R.; KOBIYAMA, M.; SILVEIRA, R. L.; DESCOVI FILHO, L.; RIZZARDI, A. S.; BORBA, W. F. Vulnerabilidade natural à contaminação da água subterrânea na Bacia Hidrográfica do Rio Vacacaímirim: uso da metodologia GOD. *Engenharia Ambiental*, v. 10, p. 189 - 207, 2013.
- KEMERICH, P. D. C.; SILVÉRIO DA SILVA, J. L.; DESCOVI FILHO, L. L. V.; VOLPATTO, F.; SAUCEDO, E. M. Determinação da vulnerabilidade natural à contaminação da água subterrânea no Bairro Nossa Senhora do Perpétuo Socorro em Santa Maria-RS. *Engenharia Ambiental*, v. 8, p. 085 -098, 2013.
- KIECAK A., SASSINE L., BOY-ROURA M., ELSNER M., MAS-PLA J., SALLE C.L.G.L. Christine Stumpp, Sorption properties and behaviour at laboratory scale of selected pharmaceuticals using batch experiments, *Journal of Contaminant Hydrology*, Volume 225, 2019, 103500, ISSN 0169-7722, <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2019.103500>.
- LE GRAND, H. 1964. System for evaluating contamination potential to some wast sites. *American Water Work Association Journal*. V. 56(8):959-974p
- LEPSCH, I., 2010. Formação e conservação dos solos, 2nd ed. Oficina de Textos, São Paulo
- LIGGETT J. E., TALWAR S. (2009) Assessments and integrated water resource management. *Streamline Watershed Manag Bull* 13:18–29.
- LINHARES, L. A.; FILHO, F. B. E.; OLIVEIRA, C. V.; BELLIS, V. M. (2009). Adsorção de cádmio e chumbo em solos tropicais altamente intemperizados. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 44(3):291-299.
- LINHARES, F. M.; ALMEIDA, C. N.; SILANS, A. M. B. P.; COELHO, V. H. R. Avaliação da Vulnerabilidade e do Risco à Contaminação das Águas Subterrâneas da Bacia Hidrográfica do Rio Gramame (PB). *Soc. & Nat., Uberlândia*, v. 26, n. 1. 2014.
- LITSKAS V.D., PARASKEVAS C.G., KARAMANLIS X.N., BATZIAS, G.C. Assessing the mobility of veterinary drugs with column experiments using different soils and under controlled flow conditions, *Chemosphere*, Volume 277, 2021, 130329, ISSN 0045-6535, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130329>.
- MAGIEVA, P. 2000. Methoden zur Abschätzung der Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers. *Grundwasser* 3(2000): pp. 103–114.
- MAIA, P.H.P.; CRUZ, M.J.M. 2011. Um novo método para avaliar a vulnerabilidade de aquíferos. *Braz. Jour. Aquat. Sci. Technol.*, 15(2):29-40.
- MARGAT, J. Vulnerabilité des nappes d'eau souterraine à la pollution [Contamination vulnerability mapping of groundwater]. *Bureau de Recherches Géologiques et Minières*, p. 68, Orleans, 1968.
- MATOS, A.T., GARIGLIO H.A.A. Deslocamento miscível de cátions provenientes da vinhaça em colunas de solo. *Manejo de Solo, Água e Planta. Rev. bras. eng. agríc. ambient.* 17 (7). 2013
- MATOS, C.H.L., ZUBIATE, K.L.R.R., PEREIRA, R.A. Utilização de colunas de solo na avaliação da lixiviação do fósforo em Roraima. *Brazilian Journal of Development*, Curitiba, v.7, n.1, p.11051-11059. 2021.
- MAZUCATO, V. S. H.; SANTOS, V. B.; CAVALHERI, P. S.; MAGALHÃES FILHO, F. J. C. Comportamento de wetland construído de fluxo vertical com fundo parcialmente saturado na remoção de matéria orgânica nitrogenada e fósforo. *Brazilian Journal of Development*, v. 6, n. 8, 2020.
- MENDIETA-MENDOZA A., HANSON R.T., RENTERIA-VILLALOBOS M. Potential adverse impactsonvulnerabilityandavailabilityofgroundwaterfromclimate-changeandland use, *Journal of Hydrology*, Volume 594, 2021, ISSN 0022-1694, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.125978>.
- MCBRIDE M.B. 1994. *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford University Press, Inc., 200 Madison Avenue, New York, NY 10016. 1994. 406 p. ISBN 0-19-507011-9
- Mccallister, L.D., Petry, T.M. Leach tests on lime-treated clays *ASTM Geotechnical Testing Journal*, 15 (2) (1992), pp. 106-114
- MENEZES, J. P. C.; BERTOSSI, A. P. A.; SANTOS, A. R.; NEVES, M. A. (2014). Correlation between land use and groundwater quality. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 19. p. 173-186.
- MESSIAS, A. S.; SILVA, H. A.; LIMA, V. N.; SOUZA, J. E. G. Avaliação da mobilidade de micronutrientes em solo tratado com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional*, v. 3, p.193-211, 2007
- MILLS AJ, FEY M. V., Unravelling the effects of soil properties on water infiltration: segmented quantile regression on a large data set from arid south-west Africa. *Australian Journal of Soil Research* 44: 783–797. 2006

- MULLIGAN, C. N.; YONG, R. N.; GIBBS, B. F. Remediation technologies for metal contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Engineering Geology*, v.60, p.193-207, 2001.
- NADIRI, A.A, NOROUZI, H; , KHATIBI, R., GHAREKHANI M. Groundwater DRASTIC vulnerability mapping by unsupervised and supervised techniques using a modelling strategy in two levels, *Journal of Hydrology*, Volume 574, 2019, Pages 744-759, ISSN 0022-1694, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.04.039>.
- NALBANTOGLU Z., TUNCER, E. R. (2001). "Compressibility and hydraulic conductivity of chemically treated expansive clay". *Can.Geotech*, 38, 154-160
- NAVARRO-PEDREÑO J., ALMENDRO-CANDEL M.B., JORDÁN-VIDAL M.M., MATAIX SOLERA J., GARCÍA-SÁNCHEZ E. Mobility of cadmium, chromium, and nickel through the profile of a calcisol treated with sewage sludge in the southeast of Spain. *Environmental Geology*, 44 (2003), pp. 545-553
- NAVULUR, K.C.S.; ENGER, B.A. 1996. Predicting spatial distributions of vulnerability of Indiana state aquifer systems to nitrate leaching using a GIS. In: *Third International Conference and Workshop on Integrating GIS and Environmental Modeling*, Santa Fe, NM. 1996. p. 21-26.
- NEIVERTH C.A., LIBARDI P.L., DEDECEK R.A., CURCIO G.R., SALVADOR M.M.S., Mobilidade de Nitrato em colunas indeformadas de solos de uma pedossequência do estado do Paraná. XXXIX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Florianópolis-SC/Brasil, 2013.
- NEVES, M.A., DOMINGUES L.V., PESSOA A.D., BURAK D.L., GIANNOTTI, J.D.G. Ensaio em colunas para estudo da influência dos resíduos finos de rochas ornamentais na qualidade da água. *Eng. Sanit. Ambient.* 23 (6), 2018. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018173846>
- NOBRE, R.C.M. Avaliação de Risco para o Uso e Proteção de Aquíferos. Estudo de Caso: Região Metropolitana de Maceió. Tese de Doutorado, COPPE/UFRJ, 269p, 2006.
- OLIVEIRA P.O., COSTA K.A.P., SANTOS K.J.G., MOREIRA F.P. Considerações sobre a acidez dos solos do cerrado. *Revista Eletrônica Faculdade Montes Belos, Goiás*. ISSN 1808-8597. V.1., n.1, p. 01-12. 2005.
- OLIVEIRA, G. A.; VEIGA, J. F. V.; ROSA, A. L. D.; PESSOA, J. O.; SILVEIRO DA SILVA, J. L. Avaliação da Vulnerabilidade Intrínseca das Águas Subterrâneas do Município de Porto Velho/RO. *Revista de Engenharia e Tecnologia*. v. 8, n. 2, 2016
- OLIVEIRA, D. L.; MOREIRA, S. DE O. L.; ROCHA, C.; MOREIRA, P. C. Plantas Nativas do Cerrado: uma alternativa para fitorremediação. *Revista Estudos - Revista de Ciências Ambientais e Saúde (EVS)*, Goiânia, Brasil, v. 36, n. 6, p. 1141–1158, 2009. DOI: 10.18224/est.v36i6.670. Disponível em: <https://seer.pucgoias.edu.br/index.php/estudos/article/view/670>. Acesso em: 12 out. 2024.
- OKE S. A., FOURIE F., Guidelines to groundwater vulnerability mapping for Sub-Saharan Africa, *Groundwater for Sustainable Development*, Volume 5, 2017, Pages 168-177, ISSN 2352-801X, <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2017.06.007>.
- OSINUBI, K.J. Influence of compactive efforts and compaction delays on lime-treated soil. *Journal of Transportation Engineering*. 1998.
- PAN H., YANG X., CHEN H., SARKAR B., BOLAN N., SHAHEEN S.N., WU F., CHE L., MA Y., RINKLEBE J., WANG H. Pristine and iron-engineered animal- and plant-derived biochars enhanced bacterial abundance and immobilized arsenic and lead in a contaminated soil *Sci. Total Environ.*, 763 (2021), Article 144218, 10.1016/j.scitotenv.2020.144218
- PRADO, R. M.; JULIATTI, M. A. Lixiviação de cádmio em profundidade em coluna com Latossolo Vermelho e Nitossolo. *Revista de Agricultura*, v.78, n.2, p.219-228, 2003.
- PINTO, L. A .S .R.; BEUTLER, S. J.; ASSUNÇÃO, S. A.; ROSSI, C. Q.; GUARESCHI, R. F.; ZANDONÁ, S. R.; SANTOS, O. A. Q. Extração e quantificação das frações de fósforo orgânico no solo. *Brazilian Journal of Development*, v. 6, n. 6, 2020
- PIRES, F. R., SOUZA, C., SILVA, A., PROCÓPIO, S., & FERREIRA, L. (2003). Fitorremediação de solos contaminados com herbicidas. *Planta daninha*, 21, 335-341.
- PIRES J.C.G., Desenvolvimento de um método para determinar o grau de vulnerabilidade local de aquíferos subterrâneos livres usando sísmica de refração. Tese de Doutorado. PUC-RS. Porto Alegre/Brasil. 2019.
- REGINATO, P. A. R., & AHLERT, S. (2013). Vulnerabilidade do Sistema Aquífero Serra Geral na Região Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul. *Águas Subterrâneas*, 27(2). <https://doi.org/10.14295/ras.v27i2.27060>
- RIBEIRO, D. M.; ROCHA, W. F.; GARCIA, A. J. V. Vulnerabilidade natural à contaminação dos aquíferos da sub-bacia do rio Siriri, Sergipe. *Águas Subterrâneas*, v. 25, n. 1, p. 91-102, 2011.

- RIEUWERTS, J.S., THORNTON, I., FARAGO, M.E. AND ASHMORE, M.R. 1998. Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals. *Chem. Speciat. Bioavail.*, 10(2), 61–75.
- RODRIGUES, E.R.D., HOLANDA, I.B.B., CARVALHO, D.P.R., BERNARDI, J.V.E., MANZATTO, A.G., BASTOS, W.R. 2014. Distribuição espacial da qualidade da água subterrânea na área urbana da cidade de Porto Velho, Rondônia. *ScientiaAmazonia*, v. 3, n.3, 97-105. ISSN:2238.1910.
- ROSENBERGER, M.; VARNIER, C.; IRITANI, C. FERREIRA, L. M. R.; ODA, G. H.; VIOTTI, M. Vulnerabilidade natural à contaminação do sistema aquífero Bauru na área urbana do município de Bauru (SP). *Revista do Instituto Geológico, São Paulo*, v. 34, n. 2. 2013.
- ROSS, M.; MARTEL, R.; 2004. Assessing rock aquifer vulnerability using downward advective times from a 3D model of surficial geology: A case study from St. Lawrence Lowlands, Canada. *Geofísica Internacional*. 43(4):591-602.
- RUPERT, M. G. Calibration of the DRASTIC ground water vulnerability mapping method. *Ground Water*, v. 39, p. 630-635, 2001.
- SALGADO, PAULO E. de T. Toxicologia dos Metais. In: OGA, Seizi. *Fundamentos de Toxicologia*. São Paulo: Atheneu, 1996. p.161- 164.
- SALOMONS & FÖRSTNER, 1980 W. Trace metal analysis on polluted sediments. Part II. Evaluation of environmental impact *Environ. Technol. Lett.*, 1, pp. 506-517.
- SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAUJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B. DE; CUNHA, T. J. F. (2018) *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 5. ed., rev. e ampl. – EMBRAPA. 356 p. Brasília, DF
- SENA, M.M. Adsorção individual, competitividade e estudo cinéticos e termodinâmicos de cobre, chumbo, e níquel, em solos de uma toposequência do cerrado. Tese de Doutorado. IQ/UnB. Brasília-DF/Brasil. 2018.
- SHIRAZI, S.M., IMRAN, H.M., AKIB, S. Groundwater vulnerability assessment in the Melaka State of Malaysia using DRASTIC and GIS techniques. *Environ Earth Sci* 70, 2293–2304 (2013). <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2360-9>
- SODRÉ, F.F.; LENZI, E.; COSTA, A.C.S. (2001). Applicability of adsorption models to the study of copper behaviour in clayey soils. *Química Nova*, 24(3):324-330.
- SILVA, R.P.D. Remoção de metais pesados em efluentes sintéticos utilizando vermiculita como adsorvente. 2010. 101pg. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal-RN/Brasil.
- SILVA, M.J.F. Caracterização e utilização de carvões ativados na redução da disponibilidade de chumbo em latossolo vermelho eutroférico. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá. Maringá-PR/Brasil. 2012.
- SILVA J.C. Mobilidade de As, Cd, Mo, Pb e Zn em colunas de latossolo argiloso com cinza de carvão e contaminação do solo. Dissertação de Mestrado. IPEN/USP. São Paulo-SP/Brasil, 2012.
- SILVÉRIO DA SILVA, J. L.; DESCOVI FILHO, L. L. V.; LORENSI, R. P.; CRUZ, J. C.; ELTZ, F. L. Vulnerabilidade do aquífero Serra Geral à contaminação no município de Erechim - Rio Grande do Sul - Brasil. *Ciência e Natura*, v. 35, p. 10-23, 2013
- SLEJKO, F.L. Adsorption technology: a step-by-step approach to process evaluation and application. New York: Marcel Dekker Inc., 223 p., 1985.
- SPOSITO, G., 2008. *The Chemistry of Soils*, 2nd ed. Oxford University Press, New York.
- TAVARES, S. R. DE L. Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: conceitos básicos e fundamentos. Joinville: Clube de Autores, 2013. cap. 2, p. 61-90.
- TAVARES, T. M.; CARVALHO, F. M. Avaliação da exposição de populações humanas a metais pesados no ambiente: Exemplos no Recôncavo Baiano. *Química Nova*, v.5, n.2, p.147-153, 1992.
- TALTASSE, P. 1972. Mapas de vulnerabilidade à poluição dos lençóis aquíferos do município de Campinas (SP). Universidade de São Paulo (IG.). Publ. Avulsa
- TEIJÓN G., CANDELA L., ŠIMŮNEK J., TAMOH K., VALDES-ABELLÁN J. (2014) Fate and Transport of Naproxen in a Sandy Aquifer Material: Saturated Column Studies and Model Evaluation, *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 23:7, 736-750, DOI: 10.1080/15320383.2014.869194
- THIRUMALAIVASAN, D., THIRUMALAIVASAN, M., KARMEGAM, K., VENUGOPAL. 2003. AHP-DRASTIC: Software for specific aquifer vulnerability assessment using DRASTIC model and GIS.

- TRAN L.D., DOYLE R., BEADLE C.L., CORKREY, X.Q. Nguyen Impact of short-rotation Acacia hybrid plantations on soil properties of degraded lands in central Vietnam Soil Research Journal, 52 (3) (2014), pp. 271-281.
- USEPA - United States. Environmental Protection Agency. Secondary maximum contaminant levels: a strategy for drinking water quality and consumer acceptability. 2015
- VAN STEMPTVOORT, D.; EWERT, L.; WASSENAAR, L. 1993. Aquifer Vulnerability Index: A GIS - Compatible method for groundwater vulnerability mapping. Canadian Water Resources Journal. 18(1):25-37.
- VÍAS, J.M., ANDREO, B., PERLES, M.J. Proposed method for groundwater vulnerability mapping in carbonate (karstic) aquifers: the COP method. Hydrogeol J 14, 912–925 (2006). <https://doi.org/10.1007/s10040-006-0023-6>
- VILLANUEVA, T.C.B.; LEAL, L.R.B.; ZUCCHI, M.R.; AZEVEDO, A.E.G; VILLANUEVA, P.R. Aplicação do método COP para avaliação da vulnerabilidade intrínseca à contaminação do aquífero cástico Salitre, Irecê-BA, Brasil. Braz. J. Aquat. Sci. Technol., 2015, 19(1).
- VRBA J, ZAPOROZEC A (1994) Guidebook on mapping groundwater vulnerability. IAH Int Contrib Hydrogeol 16, Heise, Hannover, Germany, pp 3–8
- WALCZUK, A., CAMPOS, J., & AZEVEDO, J. (2019). Recarga de Aquíferos em Região de Clima Semiárido: uma Análise Acoplada entre Variabilidade Pluviométrica e Características Pedológicas. Anuário do Instituto de Geociências, 42(3), 536-557. doi:https://doi.org/10.11137/2019_3_536_557
- YANG ZB, ETICHA D, ALBACETE A, RAO IM, ROITSCH T, HORST WJ (2012) Physiological and molecular analysis of the interaction between aluminium toxicity and drought stress in common bean (*Phaseolus vulgaris*). J Exp Bot 63:3109–3125
- YANG Y., LI Y., WANG M., CHEN W., DAI Y. Limestone dosage response of cadmium phytoavailability minimization in rice: a trade-off relationship between soil pH and amorphous manganese content J. Hazard. Mater., 403 (2021)
- ZHOU, Y.F., HAYNES, R., 2010. Sorption of Heavy Metals by Inorganic and Organic Components of Solid Wastes: Significance to Use of Wastes as Low-Cost Adsorbents and Immobilizing Agents. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 40, 909– 977. <https://doi.org/10.1080/10643380802586857>
- ZWAHLEN F. (2004) Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. EC COST action 620 final report, EC, Luxembourg.

Capítulo 2 - Influência da mudança do pH na composição química de solos tropicais: estudo de caso em área adjacente ao Lixão da Estrutural, Brasília - DF

Influence of pH change on the chemical composition of tropical soils: case study in the area of the Lixão da Estrutural, Brasília - DF

RESUMO: Os resíduos sólidos podem ser fonte de metais pesados que afetam os solos. A capacidade de adsorção de cátions e ânions pelos solos depende das características físicas do meio, das concentrações dos elementos em solução, das cargas do complexo de troca e do pH. O objetivo desse trabalho foi analisar o comportamento químico de um Latossolo localizado em uma área adjacente ao Lixão da Estrutural, Distrito Federal, a partir da elevação do pH com a adição de pó de dolomito. Foram realizadas análises químicas de três conjuntos de amostras do solo, uma amostragem previa a adição do pó de dolomito e duas posteriores (após três e 12 meses). Para interpretação dos dados, foram realizadas análises individuais dos teores médios dos elementos, análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA), análise de componentes principais (PCA) e teste estatístico de Mann-Whitney. Tais análises evidenciaram que a adição do pó de dolomito gerou aumento do pH e alteração dos teores dos elementos constituintes do solo e que as variações dos teores foram significativas ao longo de todas as campanhas de amostragem, indicando que o pH é um fator importante no controle de contaminação dos solos.

Palavras-chave: Lixão da Estrutural. Latossolos. pH. Geoquímica de solos. Geoestatística.

ABSTRACT: Solid waste can serve as a source of heavy metals that affect soils. The adsorption capacity of cations and anions by soils depends on the soil physical characteristics, the concentrations of elements in solution, the charges of the exchange complex, and the soil pH. The objective of this work was to analyze the chemical behavior of a Latosol located in an area adjacent to the Estrutural Landfill, Federal District - Brazil, from the increase of pH with the addition of dolomite powder. Chemical analyses were performed on three sets of soil samples, one sampling prior to the addition of the dolomite powder and two subsequent samplings (after three and 12 months). For data interpretation, individual analyses of the average element contents, detrended correspondence analysis (DCA), principal component analysis (PCA) and Mann-Whitney statistical test were conducted. These analyses revealed that the addition of dolomite powder increased the soil pH and altered the levels of its constituent elements significantly across all sampling campaigns, indicating pH as a crucial factor in controlling soil contamination.

Keywords: Estrutural Landfill. Latosols. Ph. Soil Geochemistry. Geostatistics.

2.1. Introdução

Desde os anos de 1960, e até o ano de 2018, o Lixão da Estrutural foi a principal área de deposição de resíduos sólidos urbanos do Distrito Federal (CODEPLAN, 2022). A localização, o formato de disposição dos resíduos e as atividades associadas ao tratamento do lixo se iniciaram de forma não planejada, sendo a proximidade com os principais centros produtores de lixo à época o único critério utilizado para a escolha do local. Com o crescimento urbano e populacional da região, o lixão se consolidou como o principal destino dos resíduos sólidos domésticos durante as décadas seguintes (IBRAM, 2012; SLU, 2015).

Aliada ao desenvolvimento do Distrito Federal (DF) e à crescente expansão do lixão, as invasões de terras e ocupações irregulares nas proximidades da área ocorreram devido à atração das pessoas pela atividade de reciclagem (Moura *et al.*, 2016). Em janeiro de 2004, a região do lixão e suas ocupações adjacentes foram oficializadas como uma região administrativa do Distrito Federal (DF), RA XXV - Estrutural/SCIA (GDF, 2004). Hoje, a região tem aproximadamente 27.000 habitantes, sendo a comercialização de materiais recicláveis uma forma de renda da população (CODEPLAN, 2022). Os lançamentos de resíduos sólidos no Lixão da Estrutural foram encerrados em 2018 e no local, atualmente, opera uma Unidade de Recebimento de Entulho (URE), que recebe resíduos gerados pelas atividades de construção civil, demais resíduos são destinados ao Aterro Sanitário de Brasília (GDF, 2016; GDF, 2018; CODEPLAN, 2022).

As questões sociais e ambientais associadas aos lixões, de maneira geral, são bastante delicadas, incluindo: condições insalubres de trabalho dos catadores (Hoefel, *et al.*, 2013; Galon & Marziale, 2016), más condições de moradia dos habitantes nas imediações (Moura *et al.*, 2016; CODEPLAN, 2017), contaminação do solo (Moreira *et al.*, 2010; Morita *et al.*, 2021), contaminação atmosférica (Salami & Popoola, 2023) e contaminação das águas superficiais e subterrâneas (Del Rey *et al.*, 2022; Moreira *et al.*, 2010; Iravanian & Ravari, 2020; Morita *et al.*, 2021).

A capacidade de adsorção de cátions e ânions pelos solos depende de suas características (como textura, estrutura, porosidade e mineralogia), das concentrações dos elementos em solução, das cargas do complexo de troca e do pH do meio (Kabata-Pentias & Adriano, 1995; Bronick & Lal, 2005; Wypych & Satyanarayana, 2004; Donagemma *et al.*, 2003; Pinto *et al.*, 2020; Mazucato *et al.*, 2020). Desta forma, este trabalho tem o objetivo de analisar o comportamento químico do solo de uma área adjacente ao Lixão da Estrutural, a partir da elevação do pH nos horizontes superficiais e subsuperficiais.

2.2. Localização e caracterização da área de estudo

Localizado na região centro-oeste do Distrito Federal, a 20 km do centro de Brasília, o Lixão

da Estrutural se estende por aproximadamente 200 hectares (ha), tem uma elevação média de 1.120 metros e está limitado a nordeste pelo Parque Nacional de Brasília, a oeste pelo Córrego Cabeceira do Valo e a sul pela Cidade Estrutural (Figura 2.1a). O experimento desenvolvido neste estudo foi realizado em uma área de aproximadamente 2 ha, localizada na porção sudeste do antigo lixão, próximo a DF-097 (Figura 2.1b).

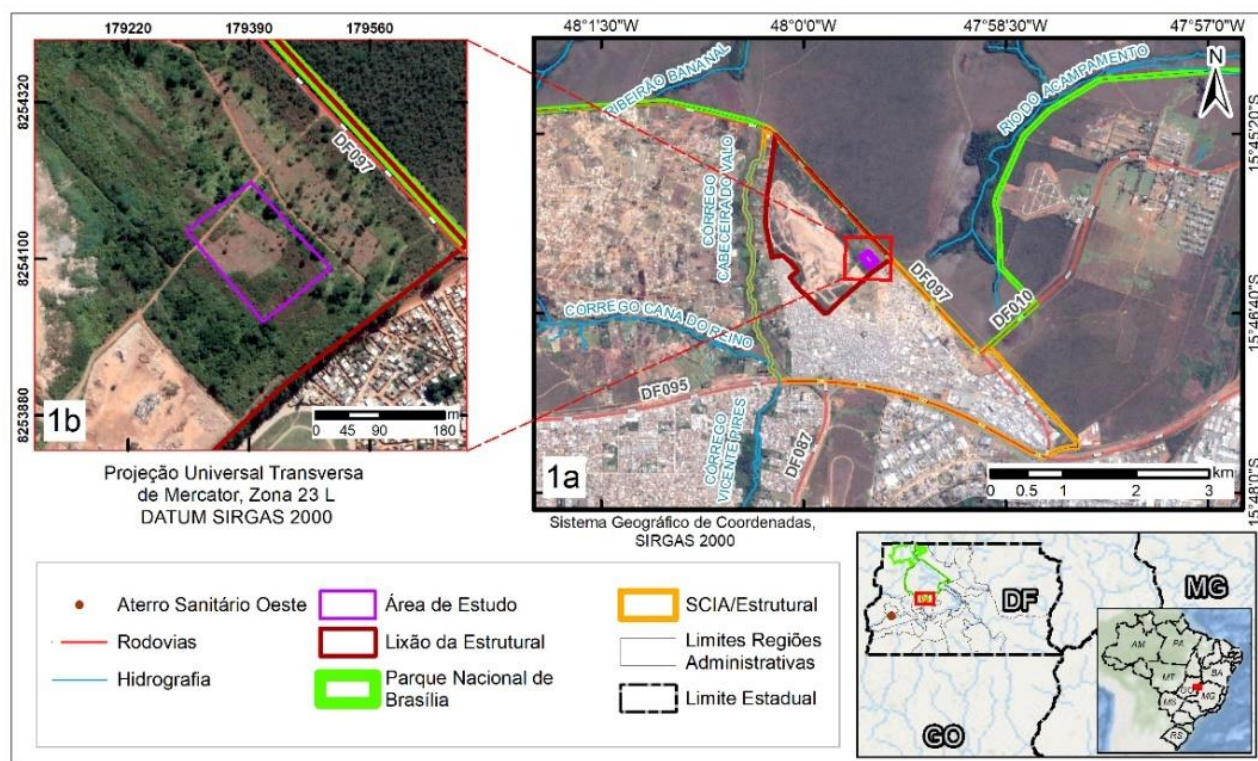


Figura 2.1: Localização do Lixão da Estrutural, na porção centro-oeste do Distrito Federal e da área de estudo.

O experimento desenvolvido neste estudo foi realizado em uma área de aproximadamente 2 ha, localizada na porção sudeste do antigo lixão, próximo a DF-097 (Figura 2.1b). A geologia do Distrito Federal inclui quatro grandes conjuntos litoestratigráficos representados pelos grupos Paranoá e Canastra de idade Mesoproterozoica, e Bambuí e Araxá de idade Neoproterozoica (Campos *et al.*, 2012). Na área de estudo ocorrem, sob os solos espessos, rochas atribuídas às formações Ribeirão do Torto e Ribeirão Piçarrão do Grupo Paranoá, respectivamente representadas por ardósias e por metassiltitos com lentes e camadas de quartzitos grossos (Campos *et al.*, 2013).

A Região Administrativa da Estrutural situa-se majoritariamente sobre Latossolo Vermelho, com presença de Latossolo Vermelho-Amarelo em menor proporção e de Gleissolo Háptico em estreitas faixas nos vales dos córregos Cabeceira do Valo e do Acampamento (Reatto *et al.*, 2004). Vale ressaltar que por se tratar de uma área há anos antropizada, os solos no lixão e imediações comumente incluem aterros, porções alóctones pedogenizadas ou apresentam a retirada de horizontes superficiais.

O compartimento geomorfológico em que se localiza a área de estudo é denominado de Região de Dissecção Intermediária, na Depressão do Paranoá (Novaes Pinto, 1994). O padrão de relevo local e regional é predominantemente plano a suave ondulado, com altitudes variando de 1050 a 1150 metros (CODEPLAN, 2017). O clima do Distrito Federal (DF), segundo a classificação de Köppen, é tropical, em que são nítidas duas estações, a primavera/verão representando um período chuvoso e o outono/inverno que marca o período seco (CODEPLAN, 2017). A temperatura média é de 21,1°C, e a média anual de pluviosidade é de 1668 mm (CLIMATE-DATA.ORG).

Em relação à hidrografia, a região está situada no interflúvio de duas sub-bacias hidrográficas (Córrego do Acampamento e Córrego Cabeceira do Valo). A hidrogeologia local predomina aquíferos freáticos porosos associados a latossolos, mas ocorrem também aquíferos fraturados diretamente relacionados à geologia local (Campos e Gonçalves, 2015).

2.3. Materiais e Métodos

2.3.1. Experimentação

O experimento desenvolvido foi dividido em três etapas: amostragem prévia do solo (1SO) com subsequente adição de pó de dolomito na área do experimento e duas amostragens posteriores a calagem (2SO e 3SO). Em cada ponto foram coletadas duas amostras em diferentes profundidades: Amostra A, de 0 a 20 cm e Amostra B, de 40 a 60 cm.

Após a primeira amostragem (04 de janeiro de 2020), o terreno foi arado e gradeado, para posterior adição do pó de dolomito (4,5t). Os teores obtidos na análise do dolomito utilizado na experimentação são os seguintes: K - 0,02 cmol/dm³; Ca - 2,6 cmol/dm³; Mg - 0,8 cmol/dm³; Na - 0,01 cmol/dm³; Al - zero; Fe - 45,1 mg/kg; Cu - 0,9 mg/kg; Zn - 0,1 mg/kg; Pb - 0,1 mg/kg; Cd - < 0,01 mg/kg; As - < 0,01 mg/kg e Hg - < 0,01 mg/kg.

Com o intuito de simular uma precipitação, houve aspersão de água no terreno, pois o aumento da água infiltrada no solo auxilia na incorporação do dolomito em profundidade e, consequentemente, gera o aumento do pH e otimização das reações químicas em subsuperfície. A segunda campanha de amostragem aconteceu três meses após a adição de pó de dolomito (11 de junho de 2020) e a terceira campanha ocorreu após um ano (15 de janeiro de 2021).

2.3.1. Análises químicas e mineralógicas

Foram realizadas análises mineralógicas, em duas amostras da primeira campanha de amostragem (1SO), no Laboratório de Raios-X do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília (IG/UnB). O material foi moído, com o auxílio de gral e pistilo de porcelana e preparado de duas maneiras: amostra total - pó prensado sobre a lâmina e fração argila - seca ao ar e orientada sobre a lâmina. Após a preparação, as leituras das amostras foram realizadas no Difractômetro de Raios-X, da marca Rigaku.

As análises químicas de solo, das três campanhas de amostragem, foram realizadas no laboratório Soloquímica, em Brasília-DF. Os procedimentos analíticos utilizados foram os mesmos para os três conjuntos de amostras, incluindo os métodos de extração e de leitura dos analitos, de modo a dar maior segurança na comparação dos resultados. A preparação das amostras se deu com o destorroamento de forma manual, secagem em estufa (40°C), separação das frações do solo por tamisação e homogeneização da fração menor que 2 mm (terra fina seca ao ar – TFSA). Em todas as etapas de amostragem foram analisados os seguintes metais: potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), alumínio (Al), ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn), chumbo (Pb), cádmio (Cd), arsênio (As) e mercúrio (Hg).

A medição do pH em solução de KCl se deu depois do processo de extração de 10 cm³ da TFSA em 100 ml de solução de KCl. Após as leituras do pH, houve o procedimento de extração para análises subsequentes, utilizando duas metodologias distintas: solução de KCl e método de extração Mehlich I. A extração pelo método Mehlich I desenvolveu-se com 10 cm³ de TFSA em 100 ml de solução extratora duplo-ácida (HCl 0,05M + H₂SO₄ 0,0125M). Posteriormente, essas soluções foram agitadas por 5 minutos em agitador horizontal circular e decantada durante uma noite, e por fim, desfeitos os montículos de fundo no dia seguinte. As extrações por solução de KCl foram feitas para a análise de K, Ca, Mg, e Al e as extrações pelo método Mehlich I para Na, Fe, Cu, Zn, Pb, Cd, As e Hg. Após as extrações, as amostras foram levadas ao Espectrofotômetro de absorção atômica para a leitura dos teores. O pó de dolomito incorporado no solo também foi analisado, seguindo essa mesma metodologia.

2.3.1. Análises estatísticas

Para a interpretação dos resultados químicos foram utilizados métodos de análises estatísticas multivariadas (PCA – *Principal Component Analysis* e DCA – *Detrended Correspondence Analysis*) e para a comparação dos dados foi realizado o teste de Mann-Whitney (MW). Para essas análises foram utilizados os *softwares* Past e Excel (suplemento *Real Statistics*).

A *Detrended Correspondence Analysis* (DCA), também chamada de análise de correspondência com remoção do efeito do arco, permite a visualização das relações mais importantes de um grande conjunto de variáveis entre si. Os resultados são apresentados sob forma de gráficos, onde se pode observar as relações das variáveis, através da distância entre os pontos desenhados (Gauch Jr, 1982). Já a *Principal Component Analysis* (PCA) reduz o número de variáveis a um pequeno número de índices (denominado, componente principal), preservando as relações existentes nos dados originais e assim permitindo a análise conjunta de uma grande quantidade de informações (Jolliffe, 2002).

O teste estatístico não paramétrico de Mann-Whitney (MW) foi utilizado para verificar se as análises químicas das três campanhas de amostragem apresentam mudanças estatisticamente significativas após a alteração do pH. Esse teste estatístico é aplicado em dados que não apresentam uma distribuição normal, sendo a comparação realizada pelos valores das medianas das amostras (Mann & Whitney, 1947; Wilcoxon, 1945). O nível de significância utilizado no teste de MW foi de 0,05 ($\alpha=5\%$), desta forma, se o valor de “p” (*p-value*) dado a partir do teste de MW for menor ou igual ao valor de α (0,05) a diferença entre as medianas das populações analisadas são estatisticamente significativas, entretanto se o valor de “p” for maior que o valor de α indica que não há evidências suficientes para concluir que exista diferença significativa para as duas amostras comparadas.

2.4. Resultados

2.4.1. Análises mineralógicas

A localização dos pontos amostrados, das três campanhas (1SO, 2SO e 3SO), estão representadas na Figura 2.2. As amostras 1SO-01 (A e B) e a 1SO-13 (A e B) foram selecionadas para caracterização mineralógica do solo por Difração de Raios-X. Os difratogramas das quatro amostras (Figura 2.3) apresentaram os mesmos picos, portanto os mesmos minerais, sendo eles: quartzo, caulinita, gibbsita, goethita, hematita, anatásio e rutilo. O solo da área foi caracterizado de acordo com o Sistema Brasileiro de Caracterização de Solo como um Latossolo Vermelho (Embrapa, 2013).

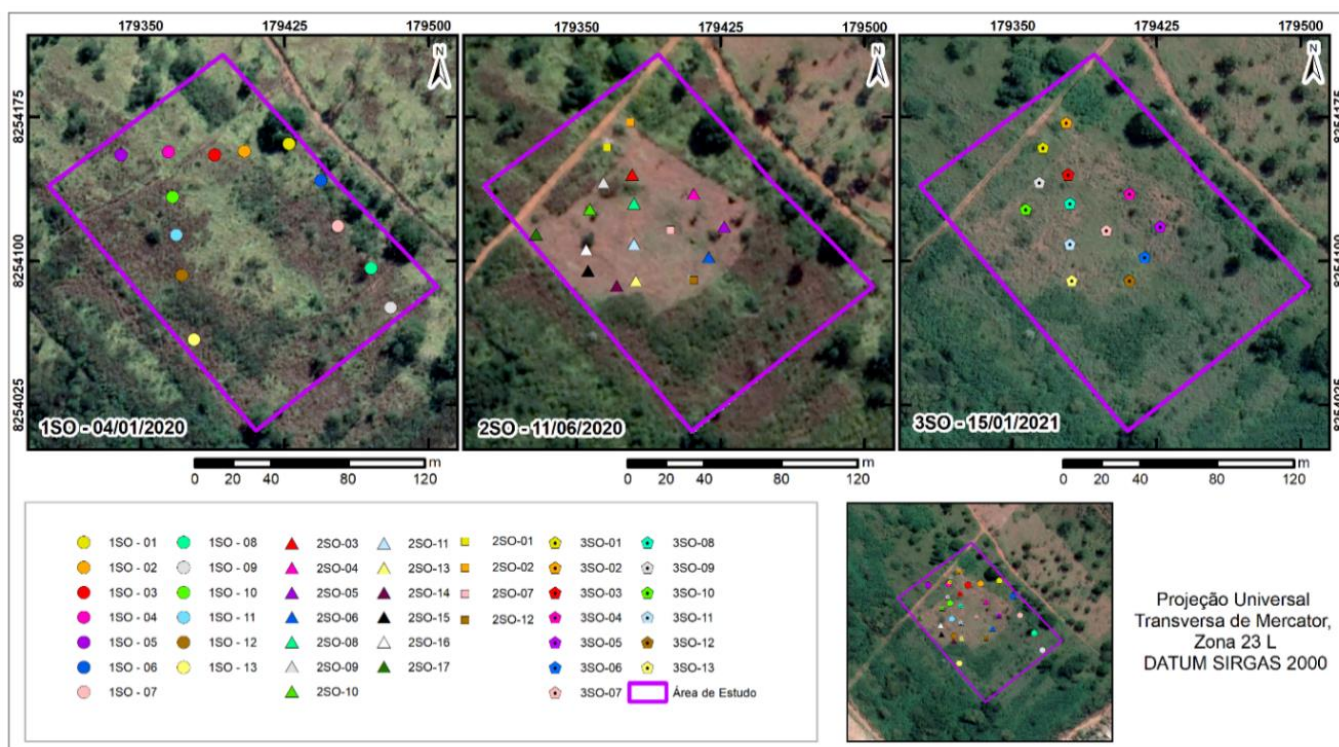


Figura 2.2: Mapa de localização dos pontos de amostragem.

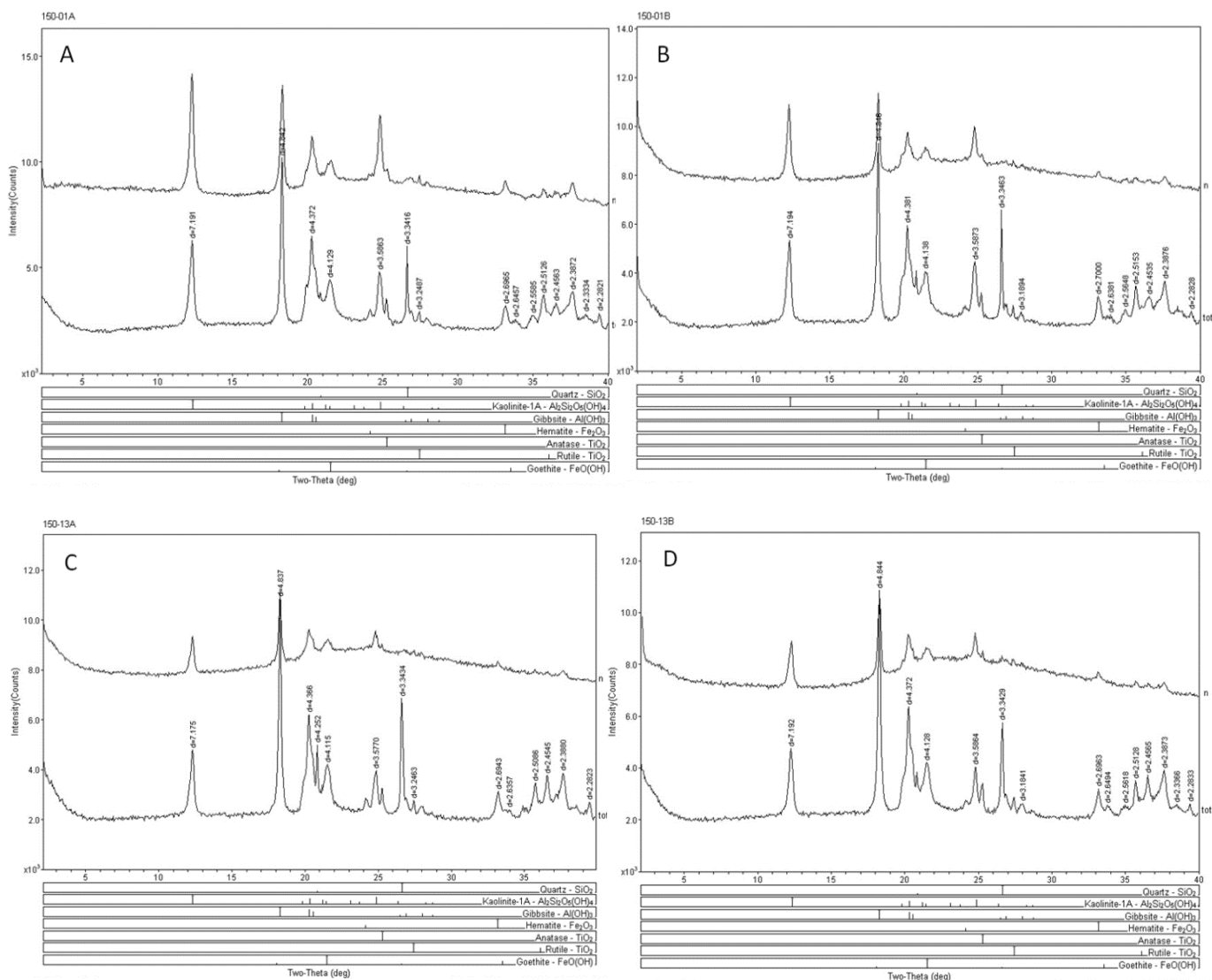


Figura 2.3: Difractogramas de Raios X das amostras ISO-01A (Figura 3A), ISO-01B (Figura 3B), ISO-13A (Figura 3C) e ISO-13B (Figura 3D). Legenda: tot = Total - pó prensado sobre a lâmina; e n = Normal - fração argila separada seca ao ar e orientada sobre a lâmina.

2.4.2. Mudança do pH do solo após adição de pó de dolomito

Os valores de pH dos solos, medido por solução em KCl, estão apresentados na Tabela 2.1. Nas amostras coletadas entre 0 e 20cm, percebe-se um aumento médio de 4,09% entre a primeira e a segunda campanha, e de 16,76% da segunda para a terceira. Esse aumento, é mais significativo nas amostras coletadas entre 40 e 60 cm, sendo observado um aumento de 5,30% da primeira para segunda campanha e de 19,94% da segunda para a terceira.

Tabela 2.1: Valores de pH do solo, nas três campanhas de amostragem.

| 1 SO | | 2 SO | | 3 SO | |
|---------------|-----|---------------|-----|---------------|-----|
| Identificação | pH | Identificação | pH | Identificação | pH |
| 1SO - 1A | 5,1 | 2SO - 1A | 5,1 | 3SO - 1A | 6,6 |
| 1SO - 2A | 5,3 | 2SO - 2A | 5,5 | 3SO - 2A | 7,0 |
| 1SO - 3A | 5,3 | 2SO - 3A | 5,8 | 3SO - 3A | 6,9 |
| 1SO - 4A | 5,5 | 2SO - 4A | 5,6 | 3SO - 4A | 6,8 |
| 1SO - 5A | 5,4 | 2SO - 5A | 5,6 | 3SO - 5A | 6,8 |
| 1SO - 6A | 5,6 | 2SO - 6A | 5,6 | 3SO - 6A | 6,9 |
| 1SO - 7A | 5,5 | 2SO - 7A | 5,7 | 3SO - 7A | 6,8 |
| 1SO - 8A | 5,6 | 2SO - 8A | 5,7 | 3SO - 8A | 6,6 |
| 1SO - 9A | 5,5 | 2SO - 9A | 5,6 | 3SO - 9A | 6,6 |
| 1SO - 10A | 5,4 | 2SO - 10A | 5,5 | 3SO - 10A | 6,7 |
| 1SO - 11A | 5,4 | 2SO - 11A | 5,4 | 3SO - 11A | 6,7 |
| 1SO - 12A | 5,3 | 2SO - 12A | 5,6 | 3SO - 12A | 6,7 |
| 1SO - 13A | 5,1 | 2SO - 13A | 5,9 | 3SO - 13A | 6,6 |
| 1SO - 1B | 5,2 | 2SO - 14A | 5,7 | 3SO - 1B | 6,5 |
| 1SO - 2B | 4,9 | 2SO - 15A | 5,8 | 3SO - 2B | 6,9 |
| 1SO - 3B | 5,3 | 2SO - 16A | 5,6 | 3SO - 3B | 7,0 |
| 1SO - 4B | 5,4 | 2SO - 17A | 5,7 | 3SO - 4B | 7,1 |
| 1SO - 5B | 5,5 | 2SO - 1B | 5,2 | 3SO - 5B | 7,2 |
| 1SO - 6B | 5,4 | 2SO - 2B | 5,7 | 3SO - 6B | 7,3 |
| 1SO - 7B | 5,5 | 2SO - 3B | 5,6 | 3SO - 7B | 7,3 |
| 1SO - 8B | 5,7 | 2SO - 4B | 5,6 | 3SO - 8B | 7,4 |
| 1SO - 9B | 5,4 | 2SO - 5B | 5,7 | 3SO - 9B | 7,1 |
| 1SO - 10B | 5,5 | 2SO - 6B | 5,7 | 3SO - 10B | 7,0 |
| 1SO - 11B | 5,2 | 2SO - 7B | 5,8 | 3SO - 11B | 7,0 |
| 1SO - 12B | 5,4 | 2SO - 8B | 5,6 | 3SO - 12B | 7,1 |
| 1SO - 13B | 5,4 | 2SO - 9B | 5,6 | 3SO - 13B | 7,1 |
| | | 2SO - 10B | 5,7 | | |
| | | 2SO - 11B | 5,9 | | |
| | | 2SO - 12B | 5,8 | | |
| | | 2SO - 13B | 5,8 | | |
| | | 2SO - 14B | 5,6 | | |
| | | 2SO - 15B | 5,6 | | |
| | | 2SO - 16B | 5,7 | | |
| | | 2SO - 17B | 5,7 | | |

2.4.3. Comportamento individual dos elementos dos solos

Ao analisar os dados, de forma individualizada nas três campanhas de amostragem, foi possível observar que os teores médios dos elementos Mg, Ca, Na e Al apresentaram comportamentos semelhantes, evidenciando um aumento dos teores com a adição do pó de dolomito (Tabela 2.2.; Tabela 2.3; Tabela 2.4; Tabela 2.5 e Figura 2.4). O Mg e o Ca tiveram um aumento, respectivamente, de 0,39 para 0,68 cmol/dm³ e de 1,53 para 2,25 cmol/dm³ entre a primeira e a terceira campanha nas amostras coletadas entre 0-20cm, e de 0,07 para 0,73 cmol/dm³ e 0,77 para 2,72 cmol/dm³ entre 40-60cm (Figura 2.4b e 2.4c). O Al teve um aumento médio de 32% no seu teor disponível entre a 1SO e a 3SO, variando de 0,025 para 0,017 cmolc/dm³ (Figura 2.4e).

O Na teve um aumento médio de 250%, com variação média dos teores de 0,01 para 0,025 cmolc/dm³ da primeira para a segunda campanha, chegando a teores médios de 0,28 cmolc/dm³ na terceira campanha de amostragem (Figura 2.4d). Este acréscimo na concentração disponível do Na está relacionado à fonte do material utilizado na calagem (Na pó de dolomito: 0,01 cmol/dm³).

O K teve um aumento médio de 0,03 para 0,07 cmolc/dm³ da 1SO para a 2SO (Figura 2.4a), seguindo a mesma tendência do Na em relação a fonte (K pó de dolomito: 0,02 mg/kg). Entretanto, na terceira campanha de amostragem, os teores médios de K apresentaram comportamentos distintos nas duas profundidades analisadas, nas amostras coletadas entre 0-20cm houve uma redução (0,06 mg/kg) e nas coletadas entre 40-60cm um aumento (0,019 mg/kg).

O Zn teve uma queda média de 62,9% (0,35 para 0,13 mg/kg) no seu teor disponível da 1SO para a 2SO, mas apresentou valores médio de 2,92 mg/kg na 3SO (Figura 2.4h). De forma semelhante, o Cu apresentou decréscimo médio de 35,6% (de 0,45 para 0,29 mg/kg) no seu teor disponível da primeira para a segunda campanha de amostragem e um aumento na terceira campanha, com teor médio de 1,88 mg/kg (Figura 2.4g).

O Fe apresentou uma redução progressiva dos valores após a adição do pó de dolomito, tanto nas amostras coletadas entre 0-20 cm quando entre 40-60 cm (Figura 2.4f). A redução média do Fe foi de 57% (de 85,16 para 48,86 mg/kg). A ocorrência desse elemento é natural nos Latossolos (Figura 2.3), na forma de óxido (hematita) e hidróxido (goethita).

O Pb apresenta um comportamento semelhante nas duas profundidades analisada (Figura 2.4i). Ao analisar os valores médios das amostras nas duas profundidades, os teores de Pb mostraram um aumento geral de 21,87% (de 0,64 para 0,78 mg/kg) da primeira para segunda campanha de amostragem, esse aumento na concentração é atribuído à fonte do material utilizado para a calagem do solo, pois o pó de dolomito aplicado para a elevação do pH apresentou 0,1 mg/kg de Pb. Entretanto, na terceira campanha de amostragem os teores de Pb caíram consideravelmente, apresentando valores <0,01mg/kg em todas as amostras, indicando que o aumento do pH no solo provocou uma imobilização deste metal.

Tabela 2.2: Valores médios dos teores de cada elemento nas três campanhas de amostragem e nas duas profundidades analisadas

| Média | 0-20cm | | | 40-60 cm | | |
|----------------------------------|--------|-------|-------|----------|-------|-------|
| | 1SO | 2SO | 3SO | 1SO | 2SO | 3SO |
| K (cmolc/dm³) | 0,04 | 0,08 | 0,06 | 0,02 | 0,06 | 0,19 |
| Ca (cmolc/dm³) | 1,53 | 1,25 | 2,25 | 0,77 | 1 | 2,72 |
| Mg (cmolc/dm³) | 0,39 | 0,48 | 0,68 | 0,07 | 0,37 | 0,73 |
| Na (cmolc/dm³) | 0,01 | 0,02 | 0,11 | 0,01 | 0,03 | 0,45 |
| Al (cmolc/dm³) | 0,02 | 0,04 | 0,13 | 0,03 | 0,01 | 0,22 |
| Fe (mg/kg) | 80,66 | 52,79 | 28,75 | 89,66 | 55,61 | 68,97 |
| Cu (mg/kg) | 0,5 | 0,31 | 1,05 | 0,41 | 0,28 | 2,71 |
| Zn (mg/kg) | 0,65 | 0,18 | 1,81 | 0,06 | 0,08 | 4,03 |
| Pb (mg/kg) | 0,65 | 0,76 | <0,01 | 0,64 | 0,81 | <0,01 |

Tabela 2.3: Resultados das análises dos teores dos elementos na primeira campanha de amostragem.

| Identificação | K | Ca | Mg | Na | Al | Fe | Cu | Zn | Pb | Cd | As | Hg |
|------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Tipo de Extrator | KCl | KCl | KCl | Mehlich I | KCl | Mehlich I | Mehlich I | Mehlich I | Mehlich I | Mehlich I | Mehlich I | Mehlich I |
| Unidades | cmolc/dm ³ | cmolc/dm ³ | cmolc/dm ³ | cmolc/dm ³ | cmolc/dm ³ | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg |
| ISO - 1A | 0,05 | 2,7 | 0,6 | 0,01 | 0 | 57,9 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 1B | 0,04 | 0,9 | 0,1 | 0,01 | 0 | 103,7 | 0,5 | 0,1 | 0,5 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 2A | 0,04 | 2,9 | 0,5 | 0,01 | 0 | 62,4 | 0,4 | 0,3 | 0,6 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 2B | 0,06 | 0,7 | 0,1 | 0,01 | 0 | 97,9 | 0,4 | 0,01 | 0,7 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 3A | 0,03 | 3,3 | 0,7 | 0,01 | 0 | 75,5 | 0,5 | 1,8 | 0,7 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 3B | 0,02 | 0,6 | 0 | 0,01 | 0,1 | 71,7 | 0,3 | 0,01 | 0,6 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 4A | 0,04 | 4,8 | 0,4 | 0,02 | 0 | 127,4 | 0,9 | 3,6 | 0,7 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 4B | 0,02 | 0,8 | 0 | 0,01 | 0,1 | 117,5 | 0,4 | 0,1 | 0,6 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 5A | 0,04 | 2,1 | 0,3 | 0,01 | 0 | 79,5 | 0,4 | 0,3 | 0,7 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 5B | 0,02 | 0,8 | 0 | 0,01 | 0 | 102,9 | 0,4 | 0,1 | 0,8 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 6A | 0,07 | 2,9 | 0,5 | 0,01 | 0 | 73,4 | 0,4 | 0,3 | 0,7 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 6B | 0,03 | 0,7 | 0,1 | 0,01 | 0 | 95,4 | 0,4 | 0,01 | 0,7 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 7A | 0,04 | 1,8 | 0,3 | 0,01 | 0,1 | 70,7 | 0,5 | 0,1 | 0,5 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 7B | 0,03 | 0,6 | 0,1 | 0,01 | 0,1 | 67,5 | 0,3 | 0,01 | 0,7 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 8A | 0,03 | 1,5 | 0,3 | 0,01 | 0 | 60,6 | 0,4 | 0,1 | 0,7 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 8B | 0,02 | 0,7 | 0,1 | 0,01 | 0,1 | 101,7 | 0,5 | 0,01 | 0,6 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 9A | 0,03 | 1,6 | 0,2 | 0,01 | 0 | 110,5 | 0,5 | 0,1 | 0,7 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 9B | 0,02 | 0,8 | 0,1 | 0,01 | 0 | 98,8 | 0,4 | 0,01 | 0,7 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 10A | 0,03 | 2,5 | 0,4 | 0,01 | 0 | 95,5 | 0,4 | 0,4 | 0,7 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 10B | 0,01 | 0,9 | 0,1 | 0,01 | 0 | 114,7 | 0,4 | 0,2 | 0,7 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 11A | 0,02 | 2,4 | 0,4 | 0,01 | 0 | 120,3 | 0,6 | 0,3 | 0,7 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 11B | 0,01 | 1,1 | 0,1 | 0,01 | 0 | 61,2 | 0,4 | 0,1 | 0,6 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 12A | 0,03 | 3,5 | 0,4 | 0,01 | 0,1 | 42 | 0,4 | 0,5 | 0,7 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 12B | 0,01 | 0,7 | 0 | 0,01 | 0 | 43,3 | 0,4 | 0,1 | 0,6 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 13A | 0,02 | 0,9 | 0,1 | 0,01 | 0 | 73,3 | 0,6 | 0,1 | 0,5 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| ISO - 13B | 0,01 | 0,7 | 0,1 | 0,01 | 0 | 89,6 | 0,5 | 0,01 | 0,5 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |

Tabela 2.4: Resultados das análises dos teores dos elementos na segunda campanha de amostragem.

| Identificação | K | Ca | Mg | Na | Al | Fe | Cu | Zn | Pb | Cd | As |
|------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Tipo de Extrator | KCl | KCl | KCl | Mehlich I | KCl | Mehlich I | Mehlich I | Mehlich I | Mehlich I | Mehlich I | Mehlich I |
| Unidades | cmolc/dm ³ | cmolc/dm ³ | cmolc/dm ³ | cmolc/dm ³ | cmolc/dm ³ | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg |
| 2SO - 1A | 0,13 | 2,00 | 1,00 | 0,28 | 0,00 | 45,20 | 0,30 | 0,20 | 1,00 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 1B | 0,04 | 1,00 | 0,50 | 0,03 | 0,00 | 128,30 | 0,50 | 0,60 | 1,80 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 2A | 0,20 | 4,00 | 0,60 | 0,01 | 0,00 | 67,35 | 1,10 | 1,00 | 1,00 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 2B | 0,12 | 3,90 | 0,40 | 0,16 | 0,00 | 64,85 | 0,30 | 0,01 | 0,70 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 3A | 0,06 | 1,40 | 0,40 | 0,06 | 0,00 | 49,10 | 0,30 | 0,10 | 0,80 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 3B | 0,02 | 0,70 | 0,30 | 0,15 | 0,00 | 57,20 | 0,30 | 0,00 | 0,80 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 4A | 0,04 | 0,70 | 0,40 | 0,04 | 0,00 | 52,60 | 0,20 | 0,00 | 0,70 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 4B | 0,05 | 0,60 | 0,30 | 0,01 | 0,10 | 38,40 | 0,20 | 0,00 | 0,70 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 5A | 0,08 | 0,90 | 0,60 | 0,01 | 0,00 | 39,70 | 0,20 | 0,10 | 0,60 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 5B | 0,05 | 0,60 | 0,30 | 0,01 | 0,00 | 38,60 | 0,20 | 0,00 | 0,70 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 6A | 0,02 | 1,20 | 0,20 | 0,01 | 0,10 | 68,55 | 0,30 | 0,10 | 0,70 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 6B | 0,05 | 1,40 | 0,90 | 0,04 | 0,00 | 76,45 | 0,50 | 0,08 | 0,90 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 7A | 0,10 | 1,10 | 0,70 | 0,03 | 0,20 | 92,60 | 0,30 | 0,10 | 0,80 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 7B | 0,11 | 1,10 | 0,40 | 0,01 | 0,00 | 67,45 | 0,40 | 0,03 | 0,90 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 8A | 0,11 | 1,20 | 0,60 | 0,01 | 0,00 | 57,15 | 0,30 | 0,30 | 0,80 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 8B | 0,00 | 0,70 | 0,30 | 0,02 | 0,00 | 60,40 | 0,30 | 0,01 | 0,80 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 9A | 0,04 | 1,00 | 0,50 | 0,02 | 0,00 | 59,40 | 0,30 | 0,20 | 0,70 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 9B | 0,00 | 0,90 | 0,60 | 0,01 | 0,00 | 46,90 | 0,20 | 0,01 | 0,70 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 10A | 0,08 | 0,90 | 0,40 | 0,02 | 0,00 | 46,10 | 0,30 | 0,20 | 0,70 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 10B | 0,01 | 0,60 | 0,30 | 0,02 | 0,00 | 54,30 | 0,30 | 0,10 | 0,80 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 11A | 0,05 | 0,80 | 0,20 | 0,01 | 0,00 | 54,35 | 0,20 | 0,10 | 0,70 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 11B | 0,05 | 0,80 | 0,30 | 0,01 | 0,00 | 43,80 | 0,20 | 0,10 | 0,70 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 12A | 0,10 | 1,90 | 0,70 | 0,01 | 0,00 | 49,70 | 0,30 | 0,20 | 0,80 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 12B | 0,12 | 1,40 | 0,50 | 0,01 | 0,10 | 60,20 | 0,30 | 0,10 | 0,80 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 13A | 0,09 | 1,10 | 0,60 | 0,01 | 0,10 | 30,80 | 0,20 | 0,10 | 0,70 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 13B | 0,02 | 0,60 | 0,20 | 0,01 | 0,00 | 41,90 | 0,20 | 0,00 | 0,70 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 14A | 0,15 | 0,80 | 0,30 | 0,01 | 0,00 | 56,30 | 0,30 | 0,10 | 0,80 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 14B | 0,18 | 0,80 | 0,20 | 0,01 | 0,00 | 56,60 | 0,30 | 0,10 | 0,80 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 15A | 0,05 | 0,70 | 0,30 | 0,01 | 0,00 | 48,95 | 0,20 | 0,10 | 0,70 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 15B | 0,07 | 0,60 | 0,20 | 0,01 | 0,00 | 29,60 | 0,20 | 0,10 | 0,60 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 16A | 0,09 | 0,60 | 0,20 | 0,01 | 0,10 | 47,05 | 0,20 | 0,10 | 0,70 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 16B | 0,07 | 0,70 | 0,40 | 0,01 | 0,00 | 48,20 | 0,20 | 0,10 | 0,70 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 17A | 0,01 | 0,90 | 0,50 | 0,01 | 0,10 | 32,50 | 0,20 | 0,10 | 0,70 | <0,01 | <0,01 |
| 2SO - 17B | 0,00 | 0,60 | 0,20 | 0,01 | 0,00 | 32,20 | 0,20 | 0,10 | 0,60 | <0,01 | <0,01 |

Tabela 2.5: Resultados das análises dos teores dos elementos na terceira campanha de amostragem.

| Identificação | K | Ca | Mg | Na | Al | Fe | Cu | Zn | Pb | Cd | As | Hg |
|------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Tipo de Extrator | KCl | KCl | KCl | Mehlich I | KCl | Mehlich I | Mehlich I | Mehlich I | Mehlich I | Mehlich I | Mehlich I | Mehlich I |
| Unidades | cmolc/dm ³ | cmolc/dm ³ | cmolc/dm ³ | cmolc/dm ³ | cmolc/dm ³ | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg |
| 3SO - 1A | 0,14 | 4,7 | 1,5 | 0,23 | 0,1 | 19 | 0,6 | 0,5 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 2A | 0,09 | 4,9 | 0,4 | 0,12 | 0,2 | 37,3 | 3,1 | 12,3 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 3A | 0,04 | 2,4 | 0,7 | 0,1 | 0,3 | 21,8 | 0,8 | 0,6 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 4A | 0,05 | 2 | 1 | 0,11 | 0,1 | 30,3 | 0,7 | 0,3 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 5A | 0,06 | 2,8 | 1 | 0,12 | 0,1 | 20,4 | 0,6 | 0,3 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 6A | 0,04 | 1,5 | 0,5 | 0,1 | 0,1 | 44,4 | 1 | 1,2 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 7A | 0,06 | 1,1 | 0,4 | 0,1 | 0,1 | 35,55 | 1,7 | 1,5 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 8A | 0,05 | 1,4 | 0,5 | 0,1 | 0,1 | 28,25 | 1 | 2 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 9A | 0,05 | 1,9 | 0,8 | 0,1 | 0,1 | 31,1 | 0,9 | 1,1 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 10A | 0,04 | 1,5 | 0,5 | 0,1 | 0,2 | 23,15 | 0,7 | 0,6 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 11A | 0,07 | 2,2 | 0,5 | 0,13 | 0,1 | 27,6 | 0,9 | 1,7 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 12A | 0,06 | 1,5 | 0,6 | 0,1 | 0,1 | 25,9 | 0,9 | 0,5 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 13A | 0,04 | 1,4 | 0,5 | 0,08 | 0,1 | 29,05 | 0,8 | 0,9 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 1B | 0,12 | 3 | 1,4 | 0,17 | 0,5 | 29,3 | 1 | 0,6 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 2B | 0,12 | 4 | 0,4 | 0,15 | 0,2 | 32,45 | 1,8 | 6,8 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 3B | 0,05 | 1,9 | 0,7 | 0,1 | 0,2 | 22,55 | 0,8 | 0,9 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 4B | 0,09 | 3,9 | 0,8 | 0,21 | 0,1 | 21,05 | 1,2 | 0,9 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 5B | 0,11 | 3,3 | 0,8 | 0,21 | 0,1 | 20,45 | 0,9 | 1,5 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 6B | 0,03 | 2,3 | 0,6 | 0,11 | 0,2 | 31,1 | 0,9 | 1,6 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 7B | 0,5 | 3,8 | 0,8 | 1,26 | 0,1 | 98,4 | 3,6 | 6,8 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 8B | 0,18 | 1,1 | 0,4 | 0,5 | 0,2 | 142,55 | 4,3 | 4,1 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 9B | 0,18 | 1 | 0,3 | 0,6 | 0,2 | 113,9 | 3,9 | 3,6 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 10B | 0,51 | 1,8 | 0,6 | 0,64 | 0,3 | 117,65 | 7 | 8,2 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 11B | 0,3 | 3,9 | 0,9 | 0,78 | 0,4 | 136,5 | 5,3 | 11,9 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 12B | 0,26 | 2,8 | 0,8 | 0,93 | 0,1 | 100,45 | 3,7 | 3,8 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| 3SO - 13B | 0,06 | 2,6 | 1 | 0,14 | 0,3 | 30,3 | 0,8 | 1,7 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |

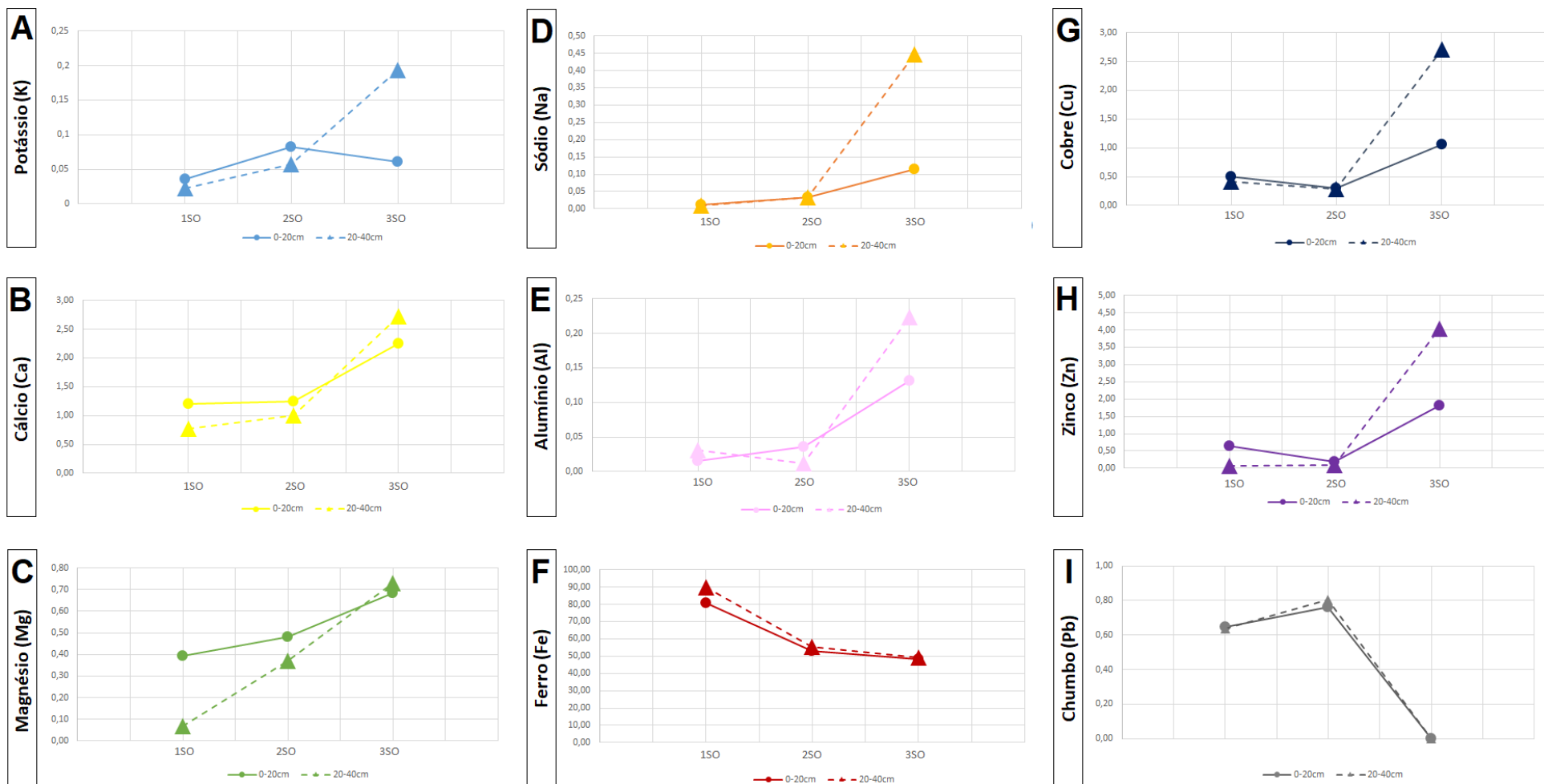


Figura 2.4: Comportamento dos elementos (teor médio), de forma individualizada, nas três campanhas de amostragem (1SO – 04/01/2020; 2SO – 11/06/2020; 3SO – 15/01/2021).

2.4.4. Análises multivariadas e testes estatísticos

A análise multivariada DCA (Figura 2.5) mostra que o eixo 1 apresentou autovalor de 0,591, enquanto o eixo 2 apresentou autovalor de 0,212. Os eixos 1 e 2 foram retidos para interpretação, como recomendado por Matthews (1998). A terceira campanha de amostragem (3SO) foi separada das demais em relação ao eixo 1 e o eixo 2 separou a 1SO da 2SO.

A DCA indica que os teores de Zn, Cu, Na, Al e K são mais expressivos na última campanha, enquanto que o Fe apresenta teores mais elevados na primeira campanha e o Pb na segunda. Esse resultado vai ao encontro com o que foi observado nas análises individuais dos teores médios dos elementos (Figura 2.4 e Tabela 2.2). O Ca e o Mg ficaram em uma posição intermediária entre as duas primeiras campanhas e a última, esse resultado pode indicar que a incorporação, de forma mais significativa, desses elementos se deu a partir da adição do pó de dolomito (os teores de Ca e Mg no pó de dolomito são, respectivamente, 2,6 cmol/dm³ e 0,8 cmol/dm³).

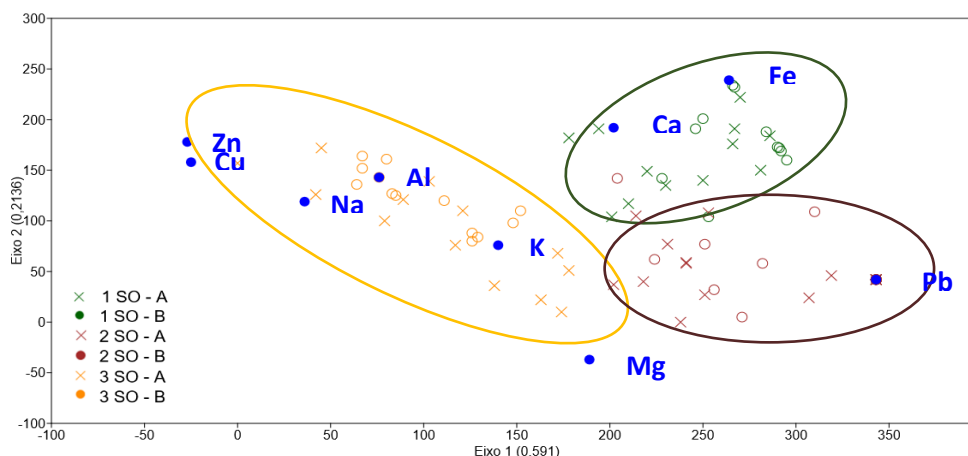


Figura 2.5: Análise estatística multivariada DCA dos dados de solos das três campanhas e das duas profundidades amostradas.

1 (Principal Component 1) e PC2 (Principal Component 2) apresentaram autovalores (PC1:4,64; PC2:1,82) maiores que aqueles do modelo de *broken stick* (PC1: 2,92 e PC2: 1,70), e, portanto, foram retidos para interpretação. O PC1 explicou 51,60% da variabilidade dos dados, enquanto o PC2 explicou 20,22%, ou seja, os dois primeiros componentes principais explicam cerca de 71,82% da variância original dos dados. A principal variável que contribuiu para a formação do PC1 foi o Pb com correlação negativa e para a formação do PC2 destacou-se o Ca e o Mg com correlações negativas e o Fe com correspondência positiva (Figura 2.7).

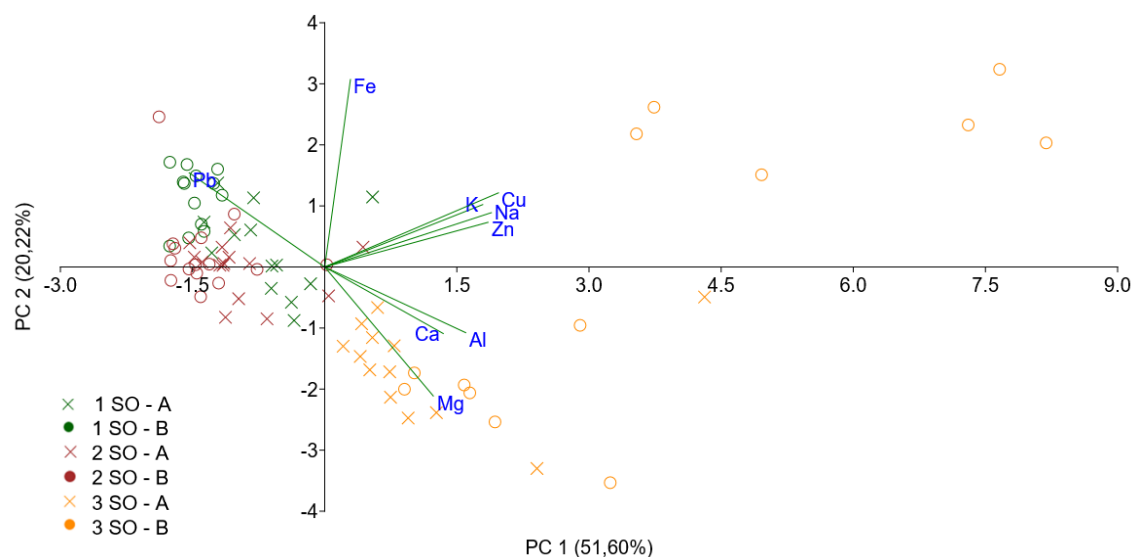


Figura 2.6: Análise estatística multivariada PCA dos dados de solos das três campanhas e das duas profundidades amostradas.

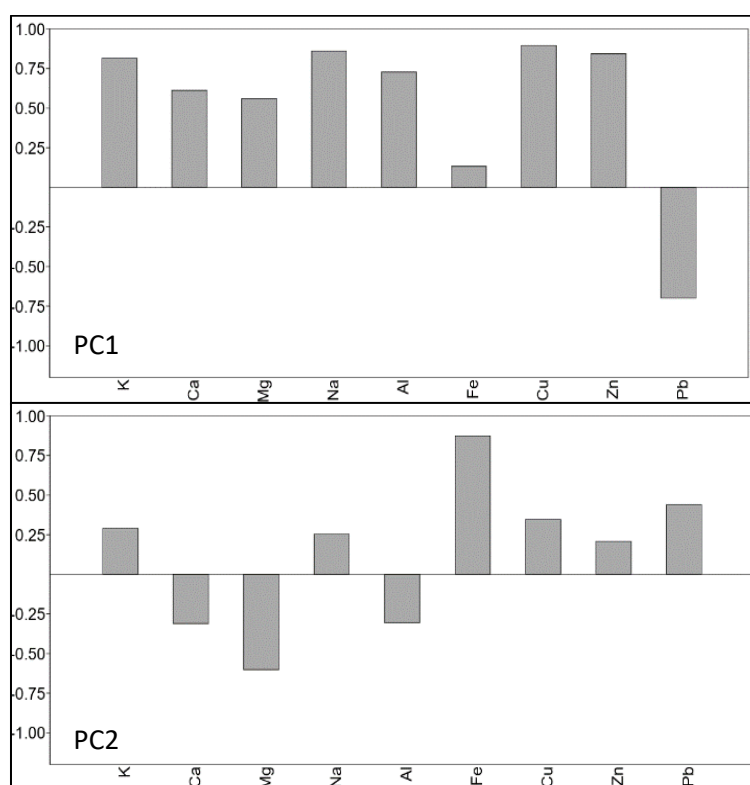


Figura 2.7: Contribuição das variáveis dos dados químicos dos solos na PC1 e PC2 da PCA.

Foram realizadas análises PCAs por campanha de amostragem e apresentadas na Figura 2.8. Na PCA da 1SO, os dois principais componentes representam 61,54% da variância dos dados, enquanto da 2SO representaram 59,48% e na 3SO 72,93%. Na primeira campanha de amostragens os elementos apresentam teores mais elevados nas amostras coletadas na profundidade 0-20cm. Enquanto na segunda campanha os teores dos elementos analisados mostram redução tanto na profundidade de 0-20 cm, quanto na de 40-60 cm, evidenciando que na 2SO os teores dessas duas

profundidades são próximos. Ao analisar a PCA da 3SO, fica claro que há uma inversão da tendência ao comparar com a 1SO, onde os teores da maioria dos elementos analisados ficam maiores na profundidade de 40-60cm.

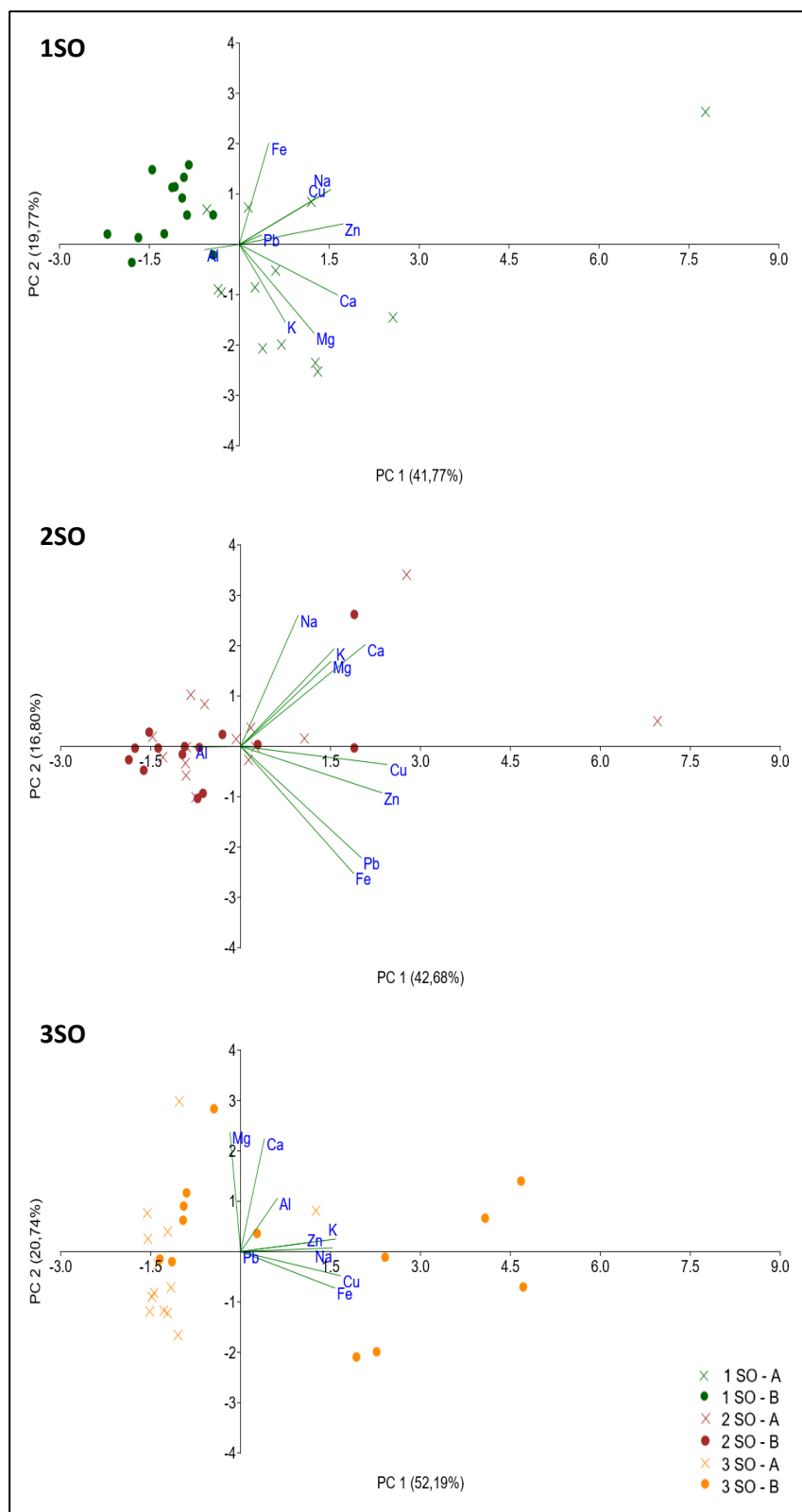


Figura 2.8: Análises estatísticas multivariadas PCAs para as três campanhas de amostragem.

O teste de Mann-Whitney (MW) foi utilizado para comparar os teores dos elementos analisados em função da mudança de pH. Esse teste indicou que para todos os elementos foram percebidas variações significativas entre as campanhas de amostragem (ou seja, com o aumento de pH). Uma vez que, ao comparar os teores dos elementos nas diferentes campanhas, os valores de “*p*” foram menores que 0,05 (Tabela 2.6).

Tabela 2.6: Valores de p encontrados no Teste de Mann-Whitney.

| K | | | Na | | | Cu | | |
|-------------------------|---------|----------|-------------------------|-----------|----------|-------------------------|---------|----------|
| Profundidade da amostra | | | Profundidade da amostra | | | Profundidade da amostra | | |
| | 0-20m | 20-40m | | 0-20m | 20-40m | | 0-20m | 20-40m |
| 1C - 2C | 0,00339 | 0,0215 | 1C - 2C | 0,007416 | 5,20E-03 | 1C - 2C | 6,2E-06 | 1,0E-03 |
| 1C - 3C | 0,0012 | 2,0E-06 | 1C - 3C | 2,00E-07 | 4,00E-05 | 1C - 3C | 1,9E-05 | 3,7E-05 |
| 2C - 3C | 0,02128 | 0,0017 | 2C - 3C | 6,00E-06 | 1,00E-06 | 2C - 3C | 3,3E-06 | 6,51E-06 |
| Ca | | | Al | | | Zn | | |
| Profundidade da amostra | | | Profundidade da amostra | | | Profundidade da amostra | | |
| | 0-20m | 20-40m | | 0-20m | 20-40m | | 0-20m | 20-40m |
| 1C - 2C | 0,0281 | 2,00E-06 | 1C - 2C | 0,5088138 | 3,85E-01 | 1C - 2C | 1,5E-02 | 8,0E-01 |
| 1C - 3C | 0,0035 | 4,00E-07 | 1C - 3C | 2,673E-05 | 1,29E-05 | 1C - 3C | 1,0E-02 | 1,9E-07 |
| 2C - 3C | 0,0445 | 0,0003 | 2C - 3C | 0,0004949 | 2,00E-07 | 2C - 3C | 1,1E-06 | 1,67E-08 |
| Mg | | | Fe | | | Pb | | |
| Profundidade da amostra | | | Profundidade da amostra | | | Profundidade da amostra | | |
| | 0-20m | 20-40m | | 0-20m | 20-40m | | 0-20m | 20-40m |
| 1C - 2C | 0,01812 | 2,00E-08 | 1C - 2C | 0,0003 | 3,3E-04 | 1C - 2C | 1,6E-06 | 3,24E-06 |
| 1C - 3C | 0,0035 | 2,00E-07 | 1C - 3C | 0,0086 | 6,1E-03 | 1C - 3C | 1,9E-07 | 1,92E-07 |
| 2C - 3C | 0,00945 | 0,0003 | 2C - 3C | 0,0222 | 3,1E-02 | 2C - 3C | 1,7E-08 | 3,34E-08 |

2.5. Discussões

O comportamento dos elementos e minerais disponíveis no solo é influenciado pela forma que se encontram e pela sua dinâmica neste meio (Bronick e Lal, 2005; Campos, 2010). Analisando os minerais identificados no Latossolos da área de estudo, a partir da difração de raios-X, pode-se considerar que o quartzo, o anatásio e o rutilo são minerais resistentes (Sanaha, 2019), sendo originados do material de partida, metassedimentos do Grupo Paranoá (Campos *et al.*, 2013). Já caulinita, gibbsita, hematita e goethita são minerais derivados dos processos pedogenéticos (Eberl, 1984; Wilson, 1999; Bockheim & Gennadiyev, 2000; Wilson, 2004).

A origem dos metais no solo pode ser de origem natural ou de fonte antropogênica, sendo a origem natural diretamente relacionada à composição mineralógica do material parental (Silva, 2019; Melo Junior *et al.*, 2015). O Fe e o Al encontrados no solo da área de estudo são vinculados a rocha mãe, ardósias e metassiltitos (Campos *et al.*, 2013), entretanto esses elementos ocorrem na forma de óxidos e hidróxidos ligados aos minerais neoformados (hematita, goethita, gibbsita). Já os metais como cobre, chumbo e zinco têm origem vinculada à disposição de resíduos sólidos uma vez que não ocorrem naturalmente nos minerais que compõem as rochas ou o perfil de solo (Carmo *et al.*, 2003; Valloso & Costa, 1999; Boaventura *et al.*, 1995).

Dentre as propriedades que afetam a estabilização dos metais, Kabata-Pendias e Adriano (1995) afirmam que o pH é um dos fatores influenciadores, segundo os autores a elevação do pH causa o aumento da CTC pela desprotonação dos agrupamentos ácidos da matéria orgânica e da superfície dos óxidos, a formação de hidróxidos, carbonatos e fosfatos insolúveis com os metais traço e a complexação mais efetiva pela matéria orgânica. O aumento do pH ocorreu nas três campanhas de amostragem e nas duas profundidades amostradas, sendo maior nas amostras de profundidades entre 40-60 cm, esse comportamento pode ser justificado pelo fato das camadas superficiais do solo passarem pelo processo de lixiviação de forma mais expressiva, de modo que, nas camadas mais profundas o pó de dolomito foi melhor preservado e incorporado pela percolação das águas de chuva (Van Raij *et al.*, 1997; Staut & Kurihara, 1998; Santos, 2020).

Os baixos valores de Na, Ca, Mg e K (bases trocáveis do complexo sortivo) corroboram com as características dos solos com maior grau de intemperismo (Sobral *et al.*, 2015) como o Latossolo Vermelho observado na área. O aumento dos teores de Na ocorreram devido a adição do pó de dolomito e pode estar disponível no solo como íons simples, complexos em solução ou cátions de troca (Bronick e Lal, 2005).

Como no trabalho de Malavolta (1978), os teores de K nas duas primeiras campanhas de amostragem apresentaram relação direta com o aumento do pH, entretanto na terceira campanha os teores apresentaram nas amostras de 0-20cm uma redução dos valores, que pode ser explicada pela lixiviação desses elementos pela ação das chuvas (Rosolem *et al.*, 2003; Werle *et al.*, 2008), nas amostras de 40-60cm ocorreu um aumento gerado devido ao contato mais efetivo com o pó de dolomito (Toscani & Campos, 2017). O aumento dos teores de Ca e Mg nas três campanhas de amostragem está vinculado a adição, incorporação e tempo de contato do solo com o pó de dolomito (Santos, 2020).

A redução dos teores de Fe, a partir do aumento do pH, foi descrita no trabalho de Malavolta (1979) e pode ser explicada pelo aumento da CTC e precipitação de cátions em solução na forma de hidróxidos insolúveis (Bronick & Lal, 2005). Em relação ao comportamento dos teores do Al, Soratto & Crusciol (2008) e Bayer & Amaral (2003) mostram que a calagem possibilita uma redução desse elemento apenas nas primeiras amostragens, porque o efeito é temporário e os ácidos orgânicos podem ser rapidamente transformados pelos microrganismos do meio e adsorvidos nos constituintes do solo. Malavolta (1979) ainda indica que em solos com pH menor que 6,7 o Al tende a diminuir e a medida que o solo fica mais alcalino (pH>6,7) o Al volta a se elevar.

O comportamento do Pb foi semelhante nas duas profundidades, com aumento dos teores da primeira para segunda campanha, provocado pela adição do pó de dolomito que apresenta Pb em sua composição. Entretanto, na terceira campanha ocorreu uma redução dos teores de Pb, uma vez que esse elemento apresenta afinidade em formar ligações estáveis no solo (Melo *et al.*, 2008;

Alloway, 1990; McBride, 1994). Malavolta (1979) evidenciou também comportamento semelhante aos valores encontrados de Zn e do Cu entre as campanhas 1SO e 2SO (redução dos teores com o aumento do pH), já o aumento dos valores desses elementos na 3SO pode estar relacionado a soluções contaminadas, geradas pelos resíduos sólidos, que são carregadas no período chuvoso até a área de estudo (Boaventura *et al.*, 1995; Velloso & Costa, 1999).

As análises estatísticas multivariadas DCA e PCA foram ferramentas importantes na interpretação dos dados de forma conjunta. A partir dessas análises foi possível perceber que na 1SO e 2SO houve uma redução dos teores de acordo com o que é descrito por Malavolta (1979), com exceção do Ca e Mg, que teve seus teores aumentados devido a incorporação pó de dolomito no solo (Santos, 2020). A separação das campanhas, observada na DCA, está relacionada a mudanças dos teores dos elementos analisados provocada pela variação do pH do solo e pelo período do ano em que cada conjunto de amostras foi coletado, indicando a influência do clima (Van Raij *et al.*, 1997). Com a PCA e o teste de Mann-Whitney foi possível observar que os teores das três campanhas de amostragem e nas duas profundidades amostradas apresentaram tendências estatísticas distintas.

Vale destacar que a redução dos teores de alguns elementos químicos, não implica necessariamente na remoção ou inatividade permanente do metal (como observado para Cu, Zn e Al). A proximidade com fontes contaminantes e a mudança da paisagem, principalmente devido à retirada da vegetação, torna o solo mais susceptível a modificações, uma vez que a matéria orgânica tem alta capacidade de adsorção e complexação com diferentes elementos (Bronick e Lal, 2005).

2.6. Conclusões

Pelo histórico de uso e ocupação da área do antigo Lixão da Estrutural pode-se concluir que o passivo ambiental existe e é necessário o monitoramento contínuo dos solos, da qualidade do ar e das águas superficiais e subterrâneas na região, de modo a complementar a interpretação da dinâmica da contaminação. Com os resultados apresentados neste trabalho, pode-se concluir que o aumento do pH dos solos induz mudanças no comportamento químico dos elementos constituintes desse meio. Entretanto, fatores como proximidade com fontes de contaminação, períodos chuvosos e processos na zona crítica também podem interferir na dinâmica dos elementos no solo.

As análises estatísticas multivariadas foram ferramentas importantes na análise dos dados de forma conjunta. A partir da DCA foi possível separar as três campanhas de amostragem e com o teste de Mann-Whitney concluiu-se que os teores dos elementos encontrados nessas amostragens são estatisticamente distintos. A PCA indicou a mudança do comportamento dos elementos nas duas profundidades amostrais.

Por fim, vale pontuar que para garantir a permanência efetiva da estabilização dos metais, é necessário o controle e monitoramento do pH e assegurar que as fontes de contaminação não liberem mais metais a ponto de superar a capacidade de retenção do solo. É sugerido ao poder público a incorporação do pó de dolomito na área do antigo Lixão da Estrutural pelo menos uma vez ao ano, antes do período de chuvas, principalmente nas proximidades do limite do Parque Nacional de Brasília e do Córrego Cabeceira do Vale, de modo a permitir maior estabilização dos metais encontrados nos solos até o total controle e remediação da contaminação gerada pelo acúmulo de lixo na área. A calagem é uma técnica acessível e de fácil aplicação, que pode ser utilizada em outras áreas degradadas para controle de contaminações. Estudos ambientais, como o aqui apresentado, são necessários, pois mesmo ocorrendo o encerramento da disposição dos resíduos sólidos em áreas de lixões, essas áreas normalmente apresentam danos ambientais provenientes de anos de acumulação inadequada de lixo.

2.7. Referências

- ALLOWAY, B.J. The origins of heavy metals in soils. *Heavy metals in soils*, p. 33-39, 1990.
- BAYER, C.; AMARAL, A.S. Amenização da acidez de um latossolo argiloso por extratos aquosos de plantas de cobertura de inverno. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, v. 2, n. 2, p. 88-96, 2003.
- BOAVENTURA, G.R.; BISPO, R.S.; BRITO, V.E.; ARAÚJO, R.N. Geoquímica de solo e água no aterro sanitário (lixão) do Distrito Federal. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, V, Niterói, 1995. *Anais...Niterói: Sociedade Brasileira de Geoquímica*, 1995.
- BOCKHEIM, J.G. & GENNADIYEV, A.N. The role of soil-forming processes in the definition of taxa in Soil Taxonomy and the World Soil Reference Base. *Geoderma*, v. 95, n. 1-2, p. 53-72, 2000.
- BORBA, R. P.; CAMARGO, O.A.; BETTIOL, W.; COSTA, V. L. (2005). Variação do balanço de cargas superficiais ao longo do perfil do solo e sua influência na mobilidade de ânions (NO_3 , SO_4 , Cl) na zona não saturada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 10. SIMPÓSIO DE GEOQUÍMICA DOS PAÍSES DO MERCOSUL, 2. 2005, Porto de Galinhas/PE. *Anais... Porto de Galinhas: Sociedade Brasileira de Geoquímica*, p. 1-4, 2005.
- BRONICK, C.J. & LAL, R. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, v. 124, n. 1-2, p. 3-22, 2005.
- CAMPOS, J.E.G., GONÇALVES, T.D. Diretrizes para o desenvolvimento de recarga artificial de aquíferos no Distrito Federal. *Relatório de Consulta Técnica*. Brasília-DF: Adasa, 2015.
- CAMPOS, J.E.G.; BOGOSSIAN, J.; CARVALHO, R.M. Sedimentology of the Psammo-pelitic-carbonate Unit, Paranoá Group, and Sete Lagoas Formation, Bambuí Group: examples of mixed carbonate-siliciclastic sedimentation in the Proterozoic of the Brasília Fold Belt. *Brazilian Journal of Geology*, v. 42, n. 3, p. 513-522, 2012.
- CAMPOS, J.E.G.; DARDENNE, M.A.; FREITAS-SILVA, F.H.; MARTINS-FERREIRA, M.A.C. Geologia do Grupo Paranoá na porção externa da Faixa Brasília. *Brazilian Journal of Geology*, São Paulo, v. 3, n. 43, p. 461-476, 2013.
- CAMPOS, M.C.C. Atributos dos solos e riscos de lixiviação de metais pesados em solos tropicais Soil attributes and risk of leaching of heavy metals in tropical soils. *Ambiência*, v. 6, n. 3, p. 547-565, 2010.
- CARMO, M.S.; BOAVENTURA G.R.; ANGÉLICA R.S. Estudo Geoquímico de Sedimentos de Corrente da Bacia Hidrográfica do Rio Descoberto (BHRD), Brasília/DF. *Geochimica Brasiliensis*, v. 17, n. 2, p. 106–20, 2003.
- CAVALCANTI, M.M.; BORGES, W.R.; ROCHA, M.P.; CUNHA, L.S.; SEIMETZ, E.X. Investigação Geofísica (Eletror-resistividade e GPR) nos Limites do Lixão da Estrutural e do Parque Nacional de Brasília-DF (Resultados Preliminares). In: INTERNATIONAL CONGRESS OF THE BRAZILIAN GEOPHYSICAL SOCIETY, 12th, Brasília, 2011. *Actas...Brasília: European Association of Geoscientists & Engineers*, 2011.

- CLIMATE-DATA.ORG. CLIMA BRASÍLIA: Temperaturas e Precipitações médias. Disp.: <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/distrito-federal/brasilia-852/>. Acesso em: 20 jun. 2020.
- CODEPLAN. Atlas do Distrito Federal. Brasília-DF. Secretaria de Educação e Cultural/CODEPLAN. 114 p., 2017.
- CODEPLAN. Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílio, 2021. Brasília/DF. Secretaria de Economia/CODEPLAN/GDF. 2022.
- COSTA, C.N. Biodisponibilidade de metais pesados em solos do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2005. 126p. Tese (Doutorado) - Faculdade de Agronomia, Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- DEL REY, G.O.; SANTOS, R.V.; CUNHA, L.S.; FERREIRA, G.S. Seasonal variations of geochemical parameters for a tropical landfill: Implications for landfill stabilization. *Applied geochemistry*, v. 121, p. 104686, 2020.
- DONAGEMMA, G.K.; RUIZ, H.A.; FONTES, M.P.F.; KER, J.C.; SCHAEFER, C.E.G.R. Dispersão de Latossolos em resposta à utilização de pré-tratamentos na análise textural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, p. 765-772, 2003.
- EBERL, D.D. Clay mineral formation and transformation in rocks and soils. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A, Mathematical and Physical Sciences*, v. 311, n. 1517, p. 241-257, 1984.
- EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação dos solos. Org. Santos – 3 ed. Brasília-DF. 2013.
- GALON, T. & MARZIALE, M.H.P. Condições de trabalho e saúde de catadores de materiais recicláveis na América Latina: uma revisão de escopo. Pereira BCJ, Goes FL. Catadores de materiais recicláveis: um encontro nacional. Rio de Janeiro: Ipea, p. 169-99, 2016.
- GAUCH, J.R. & HUGH, G. Noise reduction by eigenvector ordinations. *Ecology*, v. 63, n. 6, p. 1643-1649, 1982.
- GDF. Lei nº 3.315 de janeiro de 2004. Cria a Região Administrativa e as Subadministrações Regionais que especifica, e dá outras providências. 2004.
- GDF. Decreto nº 37.130 de fevereiro de 2016. Aprova o Plano de Intervenção para encerramento das atividades irregulares no Aterro Controlado do Jóquei. 2016.
- GDF. Resolução nº 18 de agosto de 2018. Estabelece diretrizes e procedimentos para a implantação, operação, manutenção, monitoramento e encerramento de aterros sanitários destinados à disposição final de rejeitos originários dos serviços públicos de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos do Distrito Federal. 2018.
- HOEFEL, M.D.G.; CARNEIRO, F.F.; SANTOS, L.M.P.; GUBERT, M.B.; AMATE, E.M.; SANTOS, W.D. Acidentes de trabalho e condições de vida de catadores de resíduos sólidos recicláveis no lixão do Distrito Federal. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, v. 16, p. 774-785, 2013.
- IBRAM. Planos de Manejo das Áreas de Proteção da Vila Estrutural - Produto 4 - Plano de Manejo ARIE da Vila Estrutural. Greentec tecnologia ambiental. 2012.
- IRAVANIAN, A.; RAVARI, S.O. Types of contamination in landfills and effects on the environment: A review study. In: IOP conference series: Earth and environmental science. IOP Publishing, 2020.
- JOLLIFFE, I.T. Principal component analysis. 2 ed. New York: Springer-Verlag, 2002.
- KABATA-PENDIAS, A.; ADRIANO, D.C. Trace metals. Soil amendments and environmental quality, p. 139-167, 1995.
- MALAVOLTA, E. ABC da Adubação. Editora Agronômica CERES Ltda. São Paulo (SP), 256 p. 1979.
- MANN, H.B. & WHITNEY, D.R. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *The annals of mathematical statistics*, p. 50-60, 1947.
- MATTHEWS, W.J. Patterns in freshwater fish ecology. New York: Chapman & Hall, 1998.
- MAZUCATO, V.S.H.; SANTOS, V.B.; CAVALHERI, P.S.; MAGALHÃES FILHO, F.J.C. Comportamento de wetland construído de fluxo vertical com fundo parcialmente saturado na remoção de matéria orgânica nitrogenada e fósforo. *Brazilian Journal of Development*, v. 6, n. 8, p. 56506-56520, 2020.
- MCBRIDE M.B. Environmental chemistry of soil. Oxford University Press, Inc., 200. New York, NY. 406 p. 1994.
- MELO JÚNIOR, J.C.F.; AMORIM, M.W.; SEVERINO, A.L.; OLIVEIRA, T.M.N.; BARROS, V.G. Diversidade e estrutura comunitária da vegetação em regeneração natural em uma área de lixão desativado. *Acta Biológica Catarinense*, v. 2, n. 1, p. 32-47, 2015.
- MELO, E.E.C.D.; NASCIMENTO, C.W.A.D.; SANTOS, A.C.Q.; SILVA, A.S.D. Disponibilidade e

- fracionamento de Cd, Pb, Cu e Zn em função do pH e tempo de incubação com o solo. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 32, p. 776-784, 2008.
- MOREIRA, D.A.; MARTINEZ, M.A.; SOUZA, J.A. R.; MATOS, A.T.; REIS, C. REIS, E.L. Determinação das características de resíduo sólido urbano aterrado. *Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia*, v. 7, n. 1, 2010.
- MORITA, A.K.; IBELLI-BIANCO, C.; ANACHE, J.A.; COUTINHO, J.V.; PELINSON, N.S.; NOBREGA, J.; ROSALEM, L.M.P.; LEITE, C.M.C.; NIVIADONSKI; MONASTELLA C.; WENDLAND, E. Pollution threat to water and soil quality by dumpsites and non-sanitary landfills in Brazil: A review. *Waste Management*, v. 131, p. 163-176, 2021.
- MOURA, G.R.; SERRANO, A.L.M.; GUARNIERI, P. Análise socioeconômica dos catadores de lixo no Distrito Federal. *Holos*, v. 3, p. 251-273, 2016.
- NOVAES PINTO, M.N. Caracterização geomorfológica do Distrito Federal. Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas. Brasília. Editora UnB, v. 2, p. 285-320, 1994.
- PINTO, L.A.S.R.; BEUTLER, S.J.; ASSUNÇÃO, S.A.; ROSSI, C.Q.; GUARESCHI, R.F.; ZANDONÁ, S.R.; SANTOS, O.A.Q.; PEREIRA, G.P. Extração e quantificação das frações de fósforo orgânico no solo. *Brazilian Journal of Development*, v. 6, n. 6, p. 34260-34278, 2020.
- REATTO, A.; MARTINS, E.S.; FARIAS, M.F.R.; SILVA, A.V.; CARVALHO JÚNIOR, O.A. Mapa pedológico digital-SIG atualizado do Distrito Federal escala 1:100.000 e uma síntese do texto explicativo. Embrapa Cerrados. 2004.
- ROSOLEM, C.A.; CALONEGO, J.C.; FOLONI, J.S S. Lixiviação de potássio da palha de espécies de cobertura de solo de acordo com a quantidade de chuva aplicada. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, p. 355-362, 2003.
- SALAMI, L. & POPOOLA, L.T. A comprehensive review of atmospheric air pollutants assessment around landfill sites. *Air, Soil and Water Research*, v. 16, p. 11786221221145379, 2023.
- SANAHA, S.C.F. A quartização em perfis de intemperismo tropical. 2019. xxi, 159p., il. Dissertação (mestrado em Geotecnica) - Universidade de Brasília, Brasília, 2019.
- SANTOS, R.A. Avaliação da capacidade de troca de cátions (CTC) em pó de rocha e solo que recebeu aplicação. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Ecologia de Agro ecossistemas, University of São Paulo, Piracicaba, 2020.
- SILVA, B.C.M. Recuperação da área do antigo lixão da Estrutural - DF através da utilização de espécies arbóreas fitorremediadoras e de leguminosas nativas do cerrado. Brasília. 2019. 76 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Florestal). Universidade de Brasília.
- SLU – Serviço de Limpeza Urbana. Plano de intervenção do Lixão do Jóquei. Governo de Brasília. Brasília/DF. 2015.
- SOBRAL, L.F.; BARRETO, M.C.V; SILVA, A.J; ANJOS, J.L. Guia prático para interpretação de resultados de análise de solo. 13 p. Embrapa Tabuleiros Costeiros: Aracaju, 2015.
- SORATTO, R.P. & CRUSCIOL, C.A.C. Atributos químicos do solo decorrentes da aplicação em superfície de calcário e gesso em sistema plantio direto recém-implantado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 675-688, 2008.
- STAUT, L.A. & KURIHARA, C.H. Calagem, nutrição e adubação. Embrapa. 1998.
- TOSCANI, R.G.S. & CAMPOS, J.E.G. Uso de pó de basalto e rocha fosfatada como remineralizadores em solos intensamente intemperizados. *Geociências*, v. 36, n. 2, p. 259-274, 2017.
- VAN RAIJ, B. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. Campinas: IAC, 1997.
- VELLOSO, A.C.X.; COSTA, L.M.D. Lixiviação de Pb, Zn, Cd e Ni em solo podzólico vermelho amarelo tratado com resíduos siderúrgicos. *Floresta e Ambiente*, v. 6, n. 1, p. 65-75, 1999.
- WERLE, R.; GARCIA, R.A.; ROSOLEM, C.A. Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 2297-2305, 2008.
- WILCOXON, F. Some uses of statistics in plant pathology. *Biometrics Bulletin*, v. 1, n. 4, p. 41-45, 1945.
- WILSON, M.J. The origin and formation of clay minerals in soils: past, present and future perspectives. *Clay minerals*, v. 34, n. 1, p. 7-25, 1999.
- WILSON, M.J. Weathering of the primary rock-forming minerals: processes, products and rates. *Clay Minerals*, v. 39, n. 3, p. 233-266, 2004.
- WYPYCH, F. & SATYANARAYANA, K.G. Raman and infrared spectroscopic studies of kaolinite surfaces modified by intercalation. *Clay Surfaces: Fundamentals and Applications*, p. 184, 2004.

Capítulo 3 - Avaliação do potencial fitorremediador de espécies nativas e exóticas do cerrado

Evaluation of the phytoremediation potential of native and exotic species from the cerrado biome

RESUMO: A absorção de elementos dos solos pelas plantas é distinta para cada espécie vegetal. O artigo visa compreender o potencial de fitorremediação de espécies encontradas no cerrado. Para o estudo foram realizadas análises químicas da massa foliar de espécies nativas e exóticas, além de plantas de ciclo curto (Girassol e sorgo). As amostras foram coletadas em duas áreas, onde o uso e ocupação do solo são distintos (Lixão da Estrutural e UnB). Para a interpretação dos dados foram utilizadas técnicas de estatísticas multivariadas e testes estatísticos comparativos (Mann-Whitney). Das espécies nativas analisadas o Pequi se destaca por absorver grandes quantidades de Fe e Al, o Angico de Ca e Na, e o Araticum e o Ipê de K, Cu e Mg. Dentre as espécies exóticas analisadas, o Eucalipto absorve grandes quantidades de Na e o Margaridão de Zn, Cu e Fe. Em relação às espécies de ciclo curto, o girassol foi a espécie que mais bem adsorveu os elementos do solo. Os resultados possibilitam apontar o potencial de fitorremediação de algumas espécies encontradas no cerrado.

Palavras-chave: Fitorremediação, Remediação de áreas degradadas, Análise multivariada.

ABSTRACT: The absorption of elements from soils by plants varies among different plant species. This article aims to understand the phytoremediation potential of species found in the Brazilian cerrado. The study involved chemical analyses of the foliar mass of native and exotic species, as well as short-cycle plants (sunflower and sorghum). Samples were collected from two areas with distinct land use and occupancy (Lixão da Estrutural and UnB). For data interpretation, multivariate statistical techniques and comparative statistical tests (Mann-Whitney) were used. Among the native species analyzed, Pequi stood out for absorbing large amounts of Fe and Al, Angico for Ca and Na, and Araticum and Ipê for K, Cu, and Mg. Among the exotic species analyzed, Eucalyptus absorbed large amounts of Na, and Margaridão absorbed significant quantities of Zn, Cu, and Fe. Regarding short-cycle species, sunflower demonstrated the best absorption of soil elements. The results indicate the phytoremediation potential of several species found in the cerrado biome.

Keywords: Phytoremediation, Remediation of degraded areas, Multivariate analysis.

3.1. Introdução

Os solos são sistemas físicos e dinâmicos, sendo componentes vitais de diversos processos e ciclos ecológicos. Os solos do bioma cerrado, de modo geral, são muito intemperizados, tipicamente ácidos, apresentam baixos teores de matéria orgânica e de bases trocáveis (Ca, Mg) e alto teor de Al (Azevedo, 2018). Em especial, os latossolos, como os que estão presentes nas áreas de estudo, em Brasília (DF), apresentam alto grau de intemperismo, com elevado teor de minerais secundários, especialmene na fração argila (McBride, 1994).

Nos últimos 50 anos, o cerrado tornou-se uma das principais fronteiras agrícolas para a produção de alimentos, suprimindo a necessidade do Brasil e de outros países. O aumento das atividades agropecuárias nesse bioma ocorreu devido a ampliação da área cultivada, da mecanização e dos avanços da tecnologia (Albuquerque & Silva, 2008). Nas últimas décadas, diversos estudos foram desenvolvidos para analisar a influência da ampliação agrícola e dos impactos provocados pela expansão urbana nos solos do cerrado (Oliveira-Filho & Lima, 2002, Galharte & Crestana, 2010, Hunke *et al.*, 2015).

A contaminação dos solos por poluentes tem chamado atenção em virtude dos impactos provocados na qualidade da água, dos ecossistemas e da saúde humana (Jones & Anselmo, 2005, Kedziorek & Bourg, 2000). A remediação dessas contaminações é tecnicamente difícil e dispendiosa, entretanto esse controle é de fundamental importância (Yang *et al.*, 2012). Existem diferentes métodos utilizados na remediação da contaminação dos solos, tais como: *Pump and Treat* (Bombeamento e Tratamento), extração a vapor (SVE), dessorção, aeração, Barreiras Reativas Permanentes (BRP), incineração, estabilização, solidificação, lavagem do solo, eletrorremediação, biorremediação e fitorremediação (Tavares, 2013, Mulligan *et al.*, 2012).

A técnica de fitorremediação se baseia na utilização de plantas como acumuladoras, transformadoras, degradadoras ou estabilizadoras de contaminantes presentes no solo, essa técnica é bem aceita devido ao seu baixo custo, facilidade em implementação e por ser uma técnica não invasiva (Pandey & Bajpai, 2019c). Cada espécie vegetal apresenta maneiras específicas de remoção, imobilização ou transformação dos poluentes no processo de fitorremediação (Lamego & Vidal, 2007).

Este trabalho visa fazer uma comparação dos elementos químicos presentes na massa foliar de plantas nativas e exóticas de ciclo longo na área do Lixão da Estrutural e no Campus Darcy Ribeiro da Universidade de (UnB); as duas áreas apresentam uso e ocupação do solo distintos, mas características do meio físico semelhantes (pedologia, geologia, relevo e clima). Também foi realizada uma análise comparativa da capacidade de absorção de espécies de ciclo curto, que foram plantadas em uma área adjacente ao lixão, possibilitando uma melhor compreensão da capacidade das espécies vegetais encontradas no cerrado brasileiro para remediar contaminações.

3.2. Caracterização das áreas de estudo

3.2.1. Localização e caracterização do meio físico

O Campus Darcy Ribeiro da Universidade de Brasília está localizado na Asa Norte, região central de Brasília (DF) e o Lixão da Estrutural está a aproximadamente 20 km a oeste da UnB (Figura 3.1). As duas áreas estão situadas em regiões que ocorrem espessos latossolos (Reatto *et al.*, 2004) sob ardósias e metassiltitos do Grupo Paranoá (Campos *et al.*, 2013). O padrão de relevo das áreas de estudo é predominantemente plano a suave ondulado, com a altitudes variando de 1.050 a 1.150 metros (Codeplan, 2017). Ambas as áreas estão localizadas na Região de Dissecção Intermediária da Depressão do Paranoá (Novaes-Pinto, 1994). Segundo a classificação de Köppen, o clima é tropical sendo nítidas duas estações: a primavera/verão representando o período chuvoso, e o outono/inverno, que marca o período seco (Codeplan, 2017).

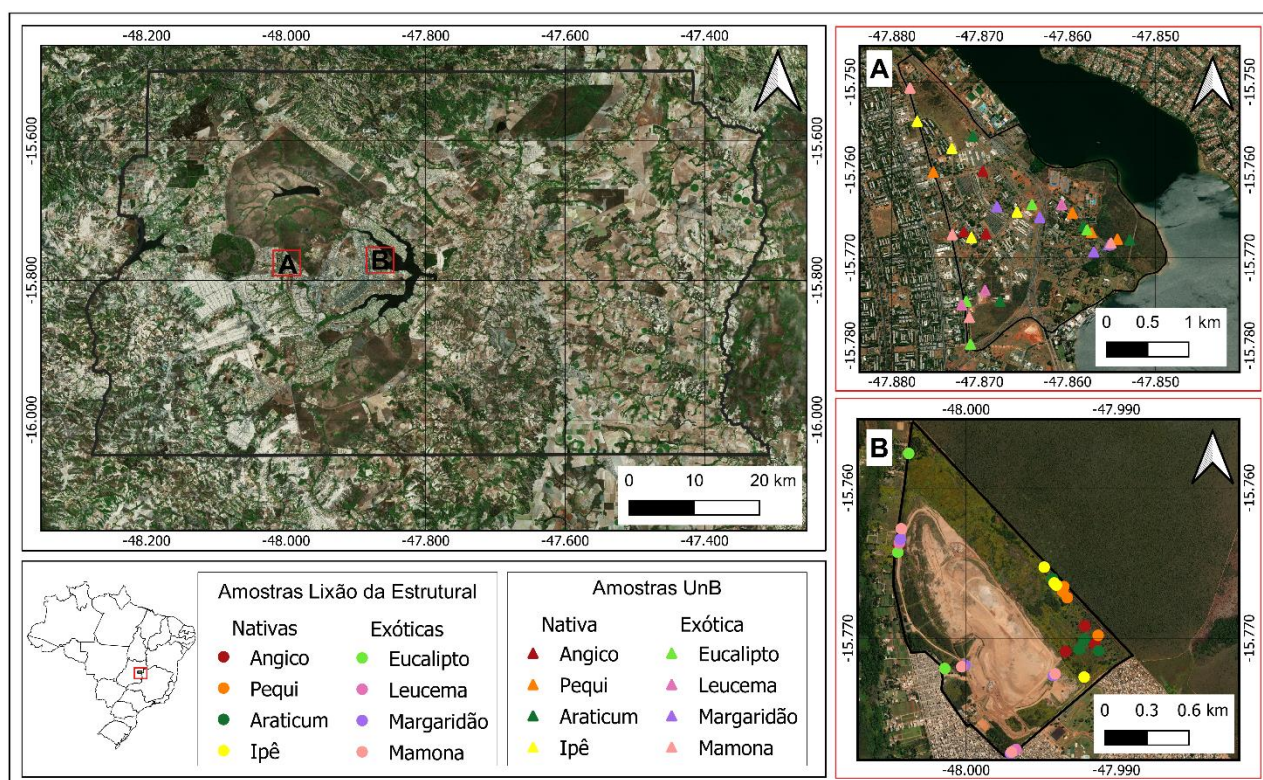


Figura 3.1: Mapa de localização das amostras coletadas na área do Lixão da Estrutural e do Campus Darcy Ribeiro (UnB).

3.2.2. Histórico de uso e ocupação

Apesar dos aspectos do meio físico das duas áreas de estudo serem semelhantes, o uso e ocupação do solo são distintos. O campus da UnB se manteve como uma região com poucos impactos ambientais, restritos a alterações provenientes de construções civis pontuais. Já a área do Lixão da Estrutural se caracteriza por forte impacto antrópico, onde a degradação na região se deu por diferentes processos, como: acumulação e aterramento de resíduos (nas áreas de deposição de

lixo), remoção dos horizontes superficiais, atividades hortigranjeiras, invasões urbanas e impermeabilização/compactação dos horizontes superficiais (na área urbana consolidada da Cidade Estrutural).

3.3. Materiais e métodos

Visando comparar o desempenho de espécies exóticas e nativas na acumulação natural de metais dos solos do cerrado, foram amostradas quatro espécies exóticas e quatro espécies nativas. Cada espécie foi amostrada quatro vezes nas duas áreas de estudo (UnB e Lixão da Estrutural), totalizando 64 pontos de amostragem (Figura 3.1). A escolha da área do Campus da Universidade de Brasília foi embasada por se tratar de uma área localizada próximo à área do Lixão da Estrutural e por apresentar contexto geológico, pedológico e geomorfológico semelhantes ao do lixão, o que permitiu uma avaliação por comparação direta, sem vieses em função dos principais parâmetros de meio físico.

3.3.1. Amostragem

As espécies exóticas amostradas foram: Eucalipto (*Eucalyptus*), Margaridão (*Tithonia diversifolia*); Leucena (*Leucaena leucocephala*) e Mamona (*Ricinus communis*) e dentre as espécies nativas foram escolhidas: Angico (*Anadenanthera macrocarpa*), Pequi (*Caryocar brasiliense*), Araticum (*Annona montana*) e Ipê roxo (*Handroanthus impetiginosus*). A escolha das espécies foi baseada nos critérios: abundância e existência nas duas áreas de amostragem, e do conhecimento prévio da capacidade de acumulações de metais por essas plantas (Silva, 2012, Hernani & Padovan, 2014; Luiz, *et al.*, 2016; Naz *et al.*, 2024; Khan *et al.*, 2019).

A amostragem de plantas já desenvolvidas objetivou uma avaliação da capacidade de acumulação de metais nos tecidos vegetais de espécies de ciclo de vida longo, localizadas em contextos de uso e ocupação do solo diferentes. Assim, possibilitando verificar se a proximidade com o acúmulo de resíduos no lixão gerou impactos na composição da biomassa foliar das espécies analisadas. As folhas coletadas foram amostradas diretamente de galhos mais baixos ou com auxílio de podão para o corte de galhos mais altos, durante o período fenológico de floração das espécies.

Foi realizado também plantio, a partir de sementes, de espécies exóticas de ciclo curto: Sorgo (*Sorghum bicolor*) e Girassol (*Helianthus annuus*), para verificar e comparar a capacidade de acumulação de metais na biomassa dessas duas espécies. Esse plantio foi realizado nas adjacências do Lixão da Estrutural e após 62 dias foi realizada a coleta e amostragem das espécies. Para a caracterização química dos solos, foi coletada uma amostra em cada área de estudo dos primeiros 30 cm do perfil pedológico.

3.3.2. Análises químicas e tratamento dos dados

A caracterização química das amostras foliares das diferentes espécies e das amostras de solo foi realizada no laboratório Soloquímica Análises de Solos, em Brasília (DF). Os dados geoquímicos de todas as espécies analisadas foram tratados estatisticamente com o apoio do software *Past* e pelo suplemento *RealStatistics* instalado no software Excel. Para a interpretação dos resultados foram realizadas análises multivariadas, optando-se pelo método da análise das componentes principais (PCA) que reduz a quantidade de variáveis a um pequeno número de índices, preservando as relações existentes nos dados (Jolliffe, 2002).

Para comparação dos resultados das diferentes localidades de amostragem foi realizado o teste estatístico de Mann Whitney (MW); o nível de significância utilizado foi de 0,05 ($\alpha=5\%$). Dessa forma, para $p\text{-value} \leq \alpha$ pode-se considerar que há diferença, estatisticamente significativa, entre as medianas das populações analisadas, mas se $p\text{-value} > \alpha$ indica que não há evidências suficientes para concluir que exista diferença nas amostras comparadas.

3.4. Resultados

Os resultados químicos das espécies nativas e exóticas analisadas nas duas áreas de amostragem se encontram nas tabelas 3.1 e 3.2. As amostras foram codificadas com a terminologia FO1 de 01 a 32 e FO2 de 01 a 32, sendo que FO1 representa as amostras obtidas na área do lixão e FO2 amostras obtidas no Campus Darcy Ribeiro da Universidade de Brasília.

A Figura 3.2 apresenta a PCA para as plantas nativas, nota-se que as duas primeiras componentes explicam 76,82% da variância original dos dados. As principais variáveis que contribuíram para a formação do PC 1 (*Principal Component 1*) foram o Fe e o Al com correlações negativas, e para a formação do PC2 (*Principal Component 2*) destacou-se o Zn e Cu com correlação positiva e o Ca com correlação negativa (Figura 3.3).

Com a PCA foi possível verificar que o Pequi retém principalmente o Fe e o Al, enquanto o Angico captura mais Ca e Na. O Araticum e o Ipê apresentaram uma tendência semelhante, sendo possível observar que essas espécies apresentam maior acumulação de K, Cu e Mg, quando comparadas as outras duas espécies analisadas. Vale destacar que o Ipê é a espécie que melhor captura o Zn.

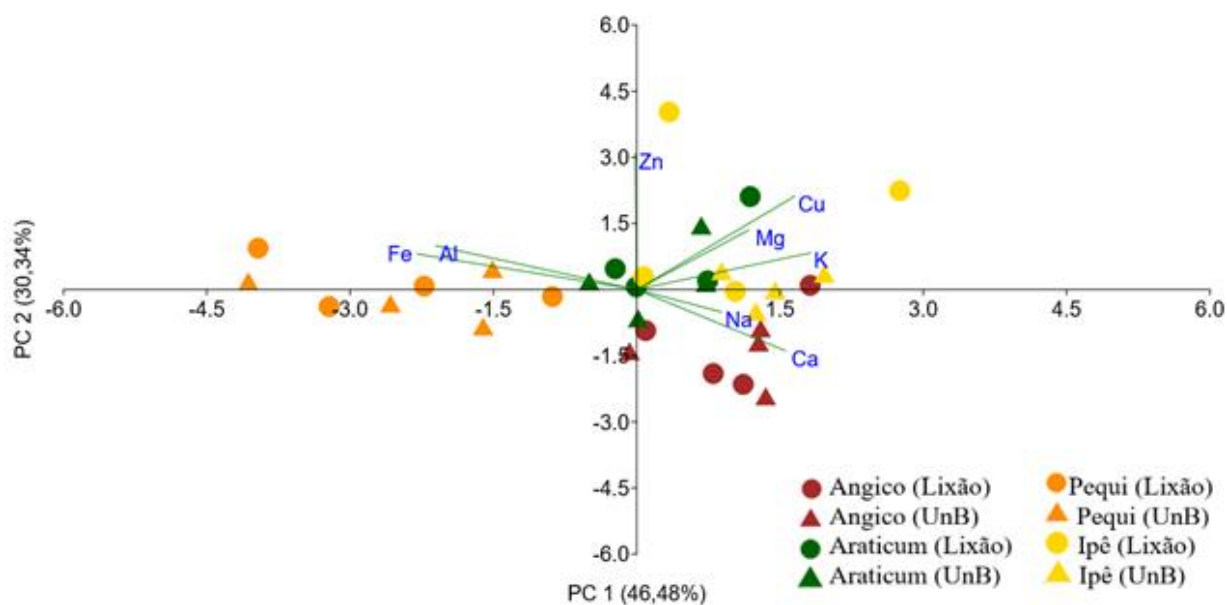


Figura 3.2: PCA das espécies nativas.

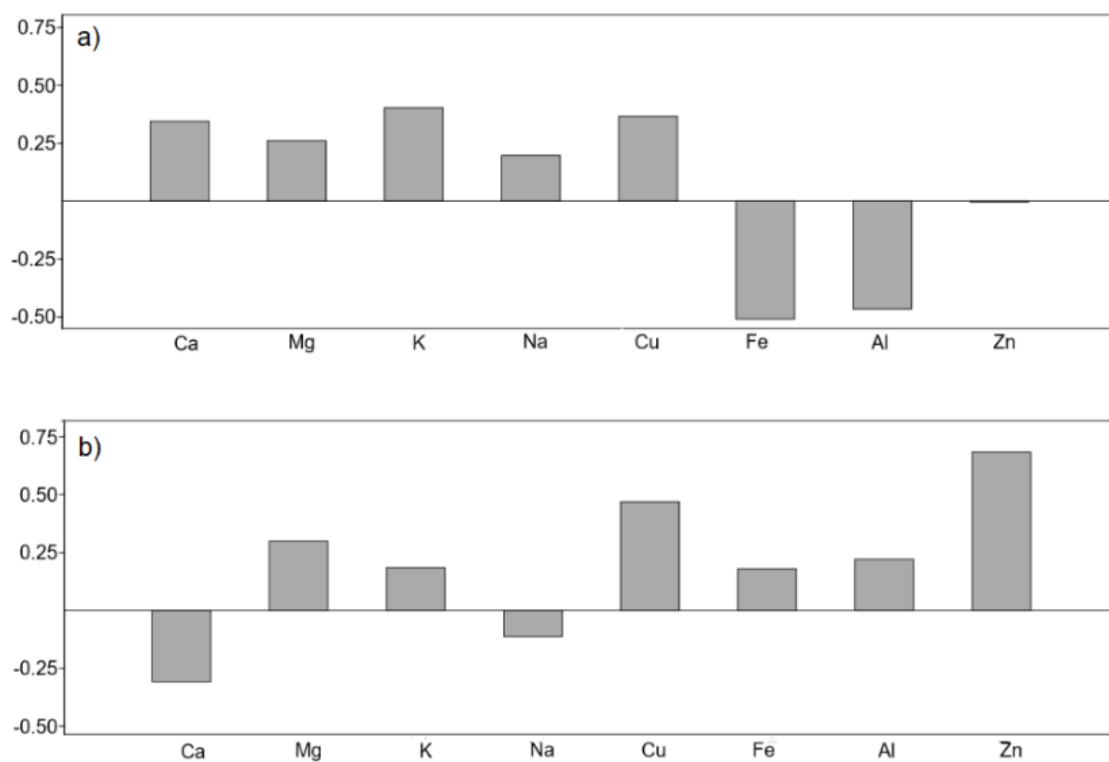


Figura 3.3: Contribuição das variáveis químicas das espécies nativas para o PC1 (a) e PC2 (b).

Tabela 3.1: Dados químicos da massa foliar das espécies nativas.

| Planta | Amostra | Ca g/kg | Mg g/kg | K g/kg | Na mg/kg | Cu mg/kg | Fe mg/kg | Zn mg/kg | Al mg/kg | Pb mg/kg | Cd mg/kg | As mg/kg | Hg mg/kg |
|----------|----------|------------|------------|-----------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Angico | FO1 - 01 | 21,28 | 1,71 | 4,14 | 265,13 | 2,38 | 141,58 | < 0,01 | 433 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Angico | FO2 - 01 | 16,58 | 1,58 | 5,21 | 226,29 | 4,44 | 162,05 | < 0,01 | 3.853 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Angico | FO1 - 02 | 23,25 | 1,73 | 4,11 | 205,49 | 2,75 | 145,95 | < 0,01 | 10.315 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Angico | FO2 - 02 | 9,89 | 0,94 | 4,47 | 363,92 | 3,65 | 261,38 | < 0,01 | 12.252 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Angico | FO1 - 03 | 4,05 | 0,80 | 5,66 | 223,95 | 4,01 | 175,72 | < 0,01 | 8.069 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Angico | FO2 - 03 | 24,54 | 0,66 | 5,04 | 367,19 | 3,62 | 124,39 | < 0,01 | 6.458 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Angico | FO1 - 04 | 11,68 | 2,02 | 7,17 | 528,16 | 6,37 | 298,27 | < 0,01 | 18.551 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Angico | FO2 - 04 | 16,66 | 0,77 | 5,12 | 206,18 | 7,14 | 148,41 | < 0,01 | 7.194 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Pequi | FO1 - 05 | 8,01 | 0,89 | 4,52 | 100,87 | 3,42 | 493,65 | 17,94 | 1326 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Pequi | FO2 - 05 | 10,18 | 1,08 | 3,06 | 73,32 | 2,14 | 334,95 | 12,1 | 16.700 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Pequi | FO1 - 06 | 5,21 | 1,18 | 4,12 | 204,69 | 2,75 | 582,44 | 12,55 | 28.304 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Pequi | FO2 - 06 | 9,06 | 1,54 | 4,53 | 107,58 | 3,51 | 527,64 | 15,35 | 25.432 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Pequi | FO1 - 07 | 7,63 | 0,56 | 3,37 | 126,09 | 2,51 | 589,38 | 9,61 | 39.379 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Pequi | FO2 - 07 | 3,71 | 0,64 | 4,00 | 117,87 | 2,25 | 530,63 | 11,89 | 24.959 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Pequi | FO1 - 08 | 3,11 | 0,92 | 2,96 | 142,58 | 3,38 | 867,86 | 19,52 | 39.990 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Pequi | FO2 - 08 | 4,70 | 0,48 | 2,67 | 82,56 | 3,16 | 702,56 | 12,85 | 44.595 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Araticum | FO1 - 09 | 8,32 | 0,48 | 6,00 | 170,42 | 6,38 | 253,68 | 16,54 | 690 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Araticum | FO2 - 09 | 3,79 | 0,58 | 6,98 | 66,82 | 5,07 | 81,44 | 14,04 | 3.285 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Araticum | FO1 - 10 | 3,88 | 1,09 | 7,00 | 82,20 | 9,44 | 187,71 | 20,65 | 13.438 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Araticum | FO2 - 10 | 7,22 | 1,44 | 4,54 | 91,43 | 3,23 | 234,17 | 19,77 | 12.321 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Araticum | FO1 - 11 | 9,39 | 0,70 | 4,93 | 90,94 | 5,71 | 208,01 | 14,34 | 11.615 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Araticum | FO2 - 11 | 5,54 | 2,07 | 5,24 | 72,72 | 6,31 | 154,36 | 20,73 | 12.184 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Araticum | FO1 - 12 | 14,04 | 2,09 | 2,97 | 107,95 | 3,33 | 210,02 | 29,59 | 12.830 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Araticum | FO2 - 12 | 7,81 | 0,78 | 4,13 | 156,02 | 4,04 | 110,15 | 14 | 4.342 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Ipê | FO1 - 13 | 15,04 | 1,93 | 6,88 | 168,80 | 8,74 | 144,29 | 36,15 | 519 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Ipê | FO2 - 13 | 10,88 | 1,11 | 5,67 | 102,87 | 5,74 | 139,44 | 19,75 | 6.209 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Ipê | FO1 - 14 | 13,09 | 0,97 | 4,32 | 240,42 | 4,80 | 439,90 | 28,52 | 207.72 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Ipê | FO2 - 14 | 14,88 | 2,14 | 4,01 | 261,73 | 6,11 | 131,85 | 11,32 | 5.866 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Ipê | FO1 - 15 | 12,47 | 2,68 | 4,60 | 371,04 | 6,92 | 436,48 | 63,79 | 31.337 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Ipê | FO2 - 15 | 19,00 | 1,49 | 7,74 | 153,29 | 5,59 | 182,08 | 16,92 | 9.512 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Ipê | FO1 - 16 | 14,43 | 1,41 | 5,91 | 177,53 | 3,81 | 116,63 | 21,18 | 8.103 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Ipê | FO2 - 16 | 23,51 | 2,01 | 3,52 | 67,30 | 5,24 | 109,89 | 13,43 | 6.011 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |

Tabela 3.2: Dados químicos da massa foliar das espécies exóticas.

| Planta | Amostra | Ca g/kg | Mg g/kg | K g/kg | Na mg/kg | Cu mg/kg | Fe mg/kg | Zn mg/kg | Al mg/kg | Pb mg/kg | Cd mg/kg | As mg/kg | Hg mg/kg |
|------------|----------|------------|------------|-----------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Eucalipto | FO1 - 17 | 5,52 | 1,31 | 8,35 | 18.958,89 | 2,99 | 210,62 | < 0,01 | 719 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Eucalipto | FO2 - 17 | 3,88 | 1,19 | 5,80 | 4.053,98 | 3,82 | 295,37 | < 0,01 | 5.407 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Eucalipto | FO1 - 18 | 5,67 | 1,19 | 6,91 | 8.642,51 | 2,58 | 186,93 | < 0,01 | 10.168 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Eucalipto | FO2 - 18 | 5,88 | 0,75 | 6,02 | 10.899,35 | 3,34 | 107,81 | < 0,01 | 4387 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Eucalipto | FO1 - 19 | 6,43 | 1,17 | 13,08 | 8.451,06 | 5,48 | 116,10 | < 0,01 | 12.533 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Eucalipto | FO2 - 19 | 4,73 | 1,67 | 6,02 | 7.291,58 | 5,12 | 106,49 | < 0,01 | 3.734 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Eucalipto | FO1 - 20 | 11,96 | 2,11 | 9,09 | 10.593,48 | 5,64 | 130,05 | < 0,01 | 8.292 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Eucalipto | FO2 - 20 | 12,07 | 2,41 | 4,34 | 1.609,79 | 2,31 | 86,76 | < 0,01 | 6.526 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Leucena | FO1 - 21 | 9,54 | 1,83 | 8,66 | 170,62 | 4,86 | 143,38 | 20,35 | 137 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Leucena | FO2 - 21 | 9,28 | 1,82 | 12,96 | 193,25 | 8,61 | 464,91 | 21,35 | 22.261 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Leucena | FO1 - 22 | 9,20 | 1,82 | 12,35 | 175,23 | 6,67 | 368,54 | 22,35 | 23.555 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Leucena | FO2 - 22 | 17,21 | 2,34 | 12,09 | 176,04 | 5,27 | 290,43 | 23,35 | 3750 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Leucena | FO1 - 23 | 9,94 | 1,91 | 11,37 | 87,58 | 6,76 | 303,63 | 24,35 | 15.672 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Leucena | FO2 - 23 | 6,97 | 1,06 | 8,00 | 42,37 | 3,05 | 105,36 | 25,35 | 10.012 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Leucena | FO1 - 24 | 6,97 | 1,54 | 12,13 | 218,33 | 9,54 | 230,05 | 26,35 | 11.013 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Leucena | FO2 - 24 | 6,22 | 1,06 | 5,98 | 146,63 | 2,37 | 48,96 | 27,35 | 1.914 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Margaridão | FO1 - 25 | 16,98 | 2,91 | 21,60 | 266,52 | 8,12 | 636,01 | < 0,01 | 1.983 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Margaridão | FO2 - 25 | 9,09 | 1,18 | 14,93 | 118,70 | 7,04 | 251,80 | 87,71 | 8.973 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Margaridão | FO1 - 26 | 15,67 | 2,47 | 22,75 | 117,21 | 12,71 | 354,49 | 132,11 | 26.920 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Margaridão | FO2 - 26 | 11,89 | 2,63 | 14,77 | 111,71 | 5,66 | 135,25 | 77,85 | 5.744 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Margaridão | FO1 - 27 | 17,59 | 2,37 | 23,44 | 163,32 | 14,67 | 209,96 | 79,1 | 15.984 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Margaridão | FO2 - 27 | 13,20 | 1,83 | 24,87 | 150,41 | 11,62 | 574,59 | 58,83 | 30.305 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Margaridão | FO1 - 28 | 26,32 | 2,70 | 20,22 | 102,25 | 15,42 | 313,00 | 83,18 | 24.983 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Margaridão | FO2 - 28 | 14,24 | 2,74 | 20,64 | 109,20 | 11,61 | 301,10 | 58,17 | 11.639 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Mamona | FO1 - 29 | 15,24 | 2,11 | 15,47 | 471,59 | 5,10 | 217,71 | 1 | 542 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Mamona | FO2 - 29 | 11,02 | 1,62 | 18,85 | 333,27 | 7,01 | 220,85 | 2,88 | 13.247 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Mamona | FO1 - 30 | 9,67 | 1,63 | 14,60 | 270,34 | 6,80 | 162,30 | 7,71 | 4.502 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Mamona | FO2 - 30 | 14,77 | 1,98 | 18,39 | 323,71 | 6,08 | 261,30 | 0,19 | 10.131 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Mamona | FO1 - 31 | 13,11 | 1,39 | 10,19 | 143,55 | 8,22 | 299,97 | 32,11 | 3.980 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Mamona | FO2 - 31 | 11,75 | 1,27 | 11,13 | 144,84 | 7,22 | 96,97 | 32,32 | 2.213 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Mamona | FO1 - 32 | 9,53 | 1,87 | 17,10 | 312,10 | 5,95 | 117,22 | 5,24 | 5.552 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Mamona | FO2 - 32 | 10,84 | 1,47 | 8,10 | 119,07 | 9,04 | 87,96 | 23,91 | 3.657 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |

Na PCA das plantas exóticas (Figura 3.4) a soma das duas principais componentes explica 78,83% da variância dos dados. O K, Cu e o Na foram os principais elementos que corroboraram para a formação do PC1, o K e o Cu contribuíram a partir de uma correlação positiva, enquanto que o Na apresentou correlação negativa (Figura 3.5a). Para a construção do PC2 destacou-se o Al com correlação positiva e o Ca e o Mg com correlação negativa (Figura 3.5b).

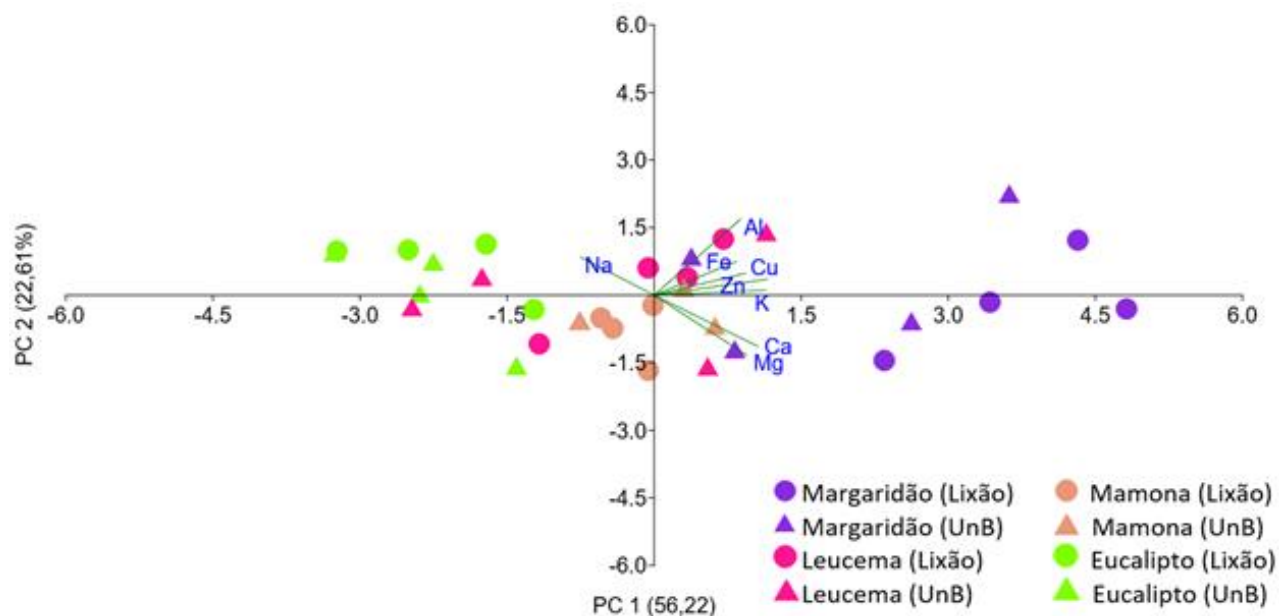


Figura 3.4: PCA das espécies exóticas.

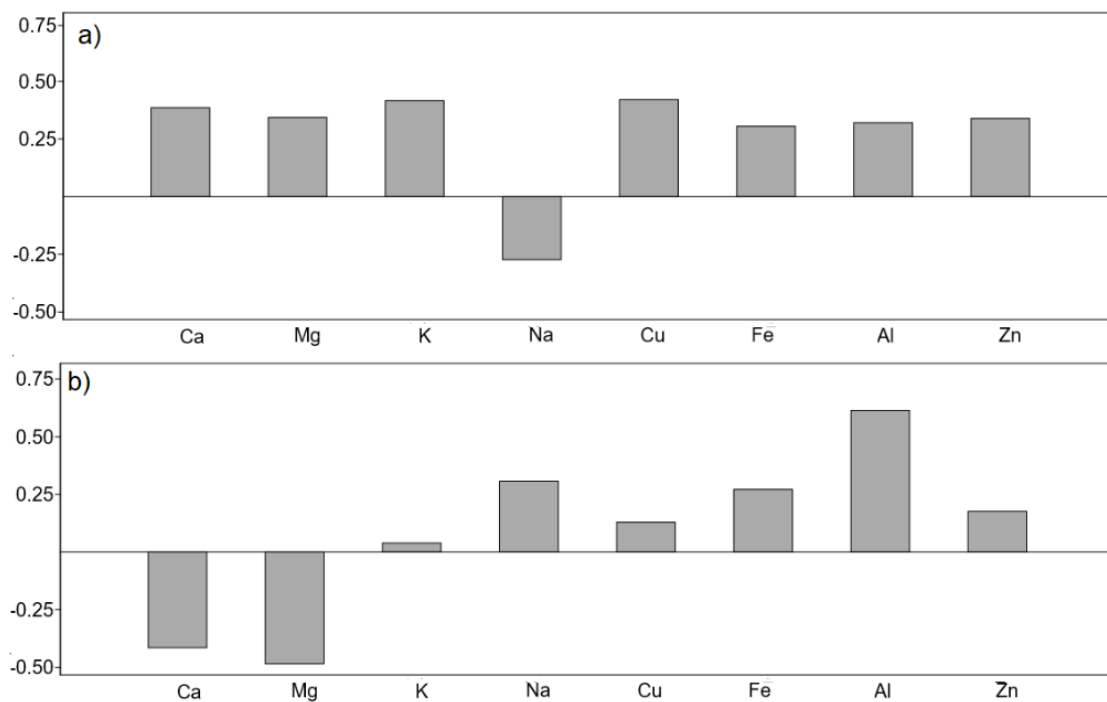


Figura 3.5: Contribuição das variáveis químicas das espécies exóticas.

Das espécies exóticas analisadas destaca-se o Eucalipto (*Eucalyptus*) por ser a principal espécie acumuladora de Na, enquanto os demais tipos vegetacionais acumulam valores da ordem de no máximo poucas centenas de mg/kg na massa foliar de Na, essa espécie alcança valores entre 1.609 e 18.958 mg/kg (com média de 8.812 mg/kg). Com relação às espécies Mamona, Leucena e Margaridão, essa última se destaca por acumular concentrações maiores de Al, Fe, Zn, Cu, Ca e Mg em relação as outras duas espécies que apresentam comportamentos semelhantes. Ainda analisando o comportamento do Margaridão (*Tithonia diversifolia*), essa espécie se destaca, principalmente, pelo alto acúmulo de Cu, Zn e Fe: o Cu apresenta teores entre 5,66 até 15,42 mg/kg (com média de 10,85 mg/kg); o Zn ocorre com teores que variam desde menores que o limite de detecção até o valor máximo de 132,11 mg/kg com média de 82 mg/kg de massa foliar; e o Fe apresenta teores médio de 347 mg/kg (com variação de 135 a 636 mg/kg).

As análises estatísticas dos componentes principais (PCA) das plantas exóticas e nativas mostraram que não há variações significativas entre as concentrações dos metais nas plantas coletadas na área do lixão e no Campus Darcy Ribeiro, essa observação pode ser corroborada com os resultados gerados a partir de testes de Mann-Whitney (MW), que foi utilizado para comparar os dois conjuntos de amostras. O teste de MW indicou que não há evidências suficientes para concluir que existam diferenças estatisticamente consideráveis entre os teores das amostras das diferentes localidades, pois para todas as espécies, ao comparar os teores dos elementos analisados nos dois locais de amostragem, o *p-value* sempre foi maior que 0,05. Os dados químicos dos solos amostrados no lixão e na UnB se encontram na Tabela 3.3.

Tabela 3.3: Dados químicos dos solos amostrados no Lixão da Estrutural e na UnB.

| Localização | Coordenadas | | K | Ca | Mg | Na | Al | Fe | Cu | Zn | Pb | Cd | As | Hg |
|-------------|-------------|-----------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|-------|-------|-------|-------|------------|------------|------------|
| | E | S | cmol/dm ³ | cmol/dm ³ | cmol/dm ³ | cmol/dm ³ | cmol/dm ³ | mg/kg | mg/kg | Mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg |
| UnB | 193.854 | 8.547.590 | 0,050 | 3,000 | 0,2 | 0,046 | 0,1 | 90,8 | 3,5 | 0,9 | 1,5 | <0,00 1 | <0,00 1 | <0,00 1 |
| Lixão | 179.510 | 8.254.156 | 0,031 | 6,000 | 0,7 | 0,034 | 0,1 | 87,6 | 3,3 | 9,2 | 1,6 | <0,00 1 | <0,00 1 | <0,00 1 |

As análises químicas das espécies de ciclo curto (sorgo e girassol), juntamente com a coordenada do local em que foram plantadas, encontram-se na Tabela 3.4. Na PCA das duas espécies (Figura 3.6), a soma dos dois primeiros componentes principais representa 88,32% da variância dos dados. É possível também observar que as duas espécies analisadas apresentam comportamentos bem distintos na acumulação de metais.

Tabela 3.4: Resultados das análises de massa foliar de girassol e do sorgo após seu ciclo de desenvolvimento.

| Identificação | Coordenadas | | K | Ca | Mg | Na | Al | Fe | Cu | Zn | Pb | Cd | As | Hg |
|---------------|-------------|-----------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | E | S | cmol/ dm ³ | cmol/ dm ³ | cmol/ dm ³ | cmol/ dm ³ | cmol/ dm ³ | mg/ kg | mg/ kg | mg/ kg | mg/ kg | mg/ kg | mg/ kg | mg/ kg |
| GS1 | 192.378 | 8.253.321 | 24,76 | 4,39 | 39,54 | 314,10 | 14,22 | 458,12 | 43,29 | 2,398 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 |
| GS2 | 192.500 | 8.255.503 | 37,58 | 5,20 | 37,77 | 425,70 | 12,93 | 589,43 | 35,00 | 34,848 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 |
| GS3 | 192.548 | 8.254.715 | 40,72 | 4,64 | 44,97 | 561,22 | 18,01 | 619,52 | 29,38 | 57,304 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 |
| GS4 | 194.153 | 8.259.668 | 41,02 | 7,14 | 32,91 | 356,37 | 21,53 | 674,22 | 37,13 | 56,601 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 |
| Média | | | 36,02 | 5,34 | 38,79 | 414,34 | 16,67 | 585,32 | 36,2 | 37,787 | - | - | - | - |

O girassol (*Helianthus annuus*) apresenta maior poder de acumulação dos elementos do complexo sortivo, incluindo Ca, Mg, Na e K, além de Fe e Al. Já o Sorgo (*Sorghum bicolor*) apresenta menores teores de todos os elementos analisados. Os valores médios dos teores dos elementos químicos analisados para o girassol (*Helianthus annuus*) são: K 36,02%; Ca 5,34%; Mg 38,79%; Na 414,24%; Al 16,67%; Fe 585,32%; Cu 36,20% e Zn 37,78%.

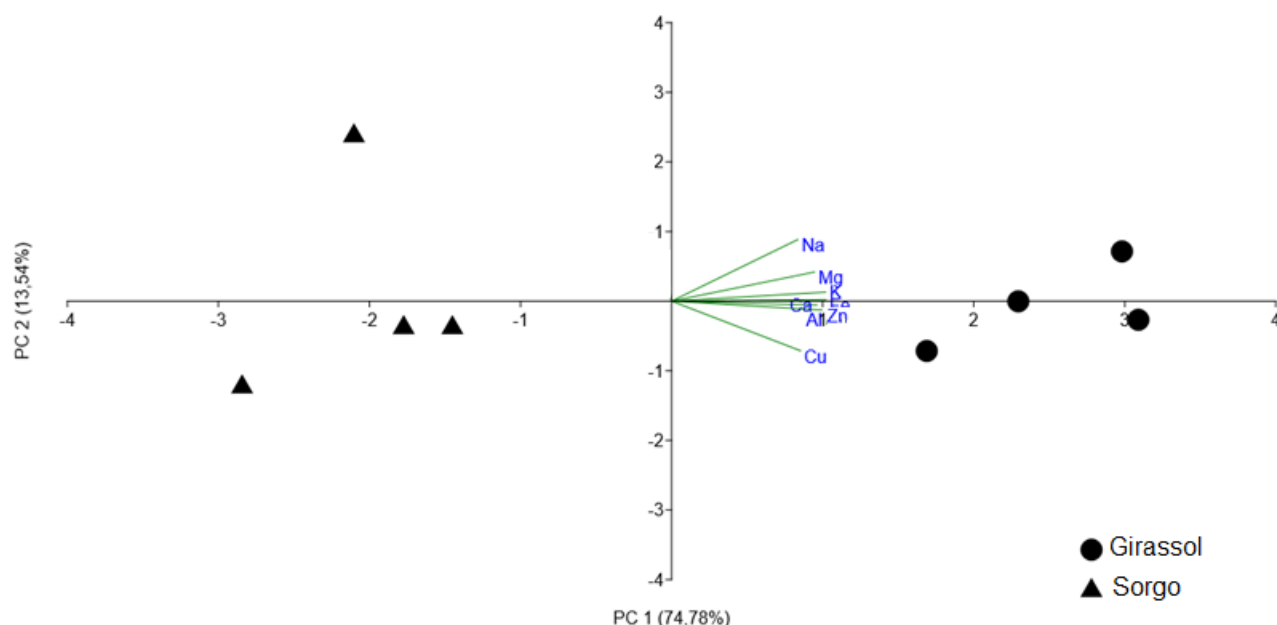


Figura 3.6: PCA das espécies de ciclo curto (girassol e sorgo).

3.5. Discussão

Qualquer elemento que se encontre na forma disponível pode ser absorvido pelas plantas (Mendes, 2007), sendo que a acumulação está relacionada às características do solo, ao comportamento dos elementos no meio e à fisiologia das plantas (Gonzales *et al.*, 2003). Assim, algumas espécies vegetais têm a capacidade de concentrar mais elementos que outras, inclusive metais tóxicos, sem causar danos ao seu desenvolvimento.

O Ca, o K e o Mg são considerados macro nutrientes essenciais para o desenvolvimento das plantas. De acordo com Mendes (2007), a faixa de concentração média do Ca é de 10-25 g/kg, de

15-35 g/mg para o K, e de 2-4 g/kg para o Mg, sendo que esses valores podem variar de acordo com características de cada espécie e do meio em que ela se encontra. Desta forma, a média dos valores de Ca das espécies analisadas estão de acordo com os valores apontados no trabalho de Mendes (2007), entretanto teores de Mg estão abaixo e os teores de K acima, essas variações podem estar correlacionadas com as características dos solos do cerrado e da capacidade de absorção desses elementos pelas espécies analisadas.

Kabata-Pendias (2000) e Lindsay (1981) indicam que as concentrações críticas de Fe em plantas estão na faixa de 12-40 mg/kg. Assim, todas as espécies analisadas podem ser consideradas acumuladoras desse metal. Os teores de Fe, apesar de se encontrarem em níveis considerados altos, não apresentam efeitos tóxicos para as plantas em estudo, sendo que as altas concentrações condizem com os valores elevados de Fe nos solos do cerrado (Oliveira *et al.*, 2005).

De acordo com Haridasan (2006), plantas que concentram nas folhas teores de Al acima de 1000 mg/kg podem ser classificadas como acumuladoras desse metal. Portanto, todas as espécies analisadas se enquadram nessa característica, indicando a alta capacidade de acumulação de Al dessas plantas. Ainda, de acordo com Haridasan (2006), embora o Al possa em pequenas concentrações ser considerado fitotóxico para muitas plantas, não é considerado tóxico para plantas do cerrado, já que as espécies que se desenvolvem nesse bioma utilizam estratégias de exclusão ou absorção que não prejudica seu desenvolvimento, o que justifica a utilização dessas plantas nativas (e também as exóticas) em trabalhos de fitorremediação.

O Cu pode ser considerado um elemento essencial para as plantas, pois participa como catalisador de reações bioquímicas no desenvolvimento vegetal (Taiz & Zeiger, 2004). Entretanto, a presença em altas concentrações no solo pode afetar o crescimento e a produtividade de algumas espécies (Sonmez *et al.*, 2006). Kabata-Pendias (2000) indica que concentrações foliares entre 5-30 mg/kg de Cu são consideradas normais. Ou seja, todas as espécies analisadas apresentam concentrações dentro da normalidade, sendo o Margaridão a espécie que mais acumulou o metal, apresentando teores que variam de 5,66 até 15,42, com média de 10,85 mg/kg. O Cu possui pouca mobilidade nas plantas, de modo que a maior parte do elemento permanece na raiz, havendo baixa translocação até mesmo em solos contaminados (Simão & Siqueira, 2001), o que justifica os teores de Cu na massa foliar das espécies analisadas. Mas, vale pontuar que, para um estudo detalhado da capacidade de acumulação do Cu pelas plantas, o ideal seria a análise das raízes das espécies.

O Zn é um micronutriente essencial às plantas, mas em concentrações elevadas pode afetar o crescimento e metabolismo normal da maioria das espécies vegetais (Marschner, 1995). Kabata-Pendias (2000) e Adriano (2001) indicam que concentrações foliares de Zn entre 27-150 mg/kg são consideradas normais. Vale pontuar que estudos como de Oliveira *et al.* (2009) e Alexandre *et al.* (2012), indicam que plantas do cerrado possuem alto potencial de fitorremediação de Zn. Os

teores normais de Zn encontrados nas espécies analisadas estão diretamente vinculados aos baixos valores desse elemento nos solos do cerrado.

O Na não é considerado um nutriente essencial para a maioria das plantas (Mendes, 2007) e valores elevados pode interferir na disponibilidade de nutrientes e causar queimaduras foliares (De Pascale *et al.*, 2013). Quando absorvido e acumulado em grandes quantidades na planta esse elemento se torna altamente tóxico em níveis fisiológicos, provocando deficiência de nutrientes como K e Ca, desenvolvimento de estresse hídrico e indução de danos celulares (Queiroga *et al.*, 2006, Dias & Blanco, 2010). A sensibilidade das plantas ao Na é bastante variável, mas de modo geral as espécies tolerantes podem acumular teores maiores que 3.000 mg/kg sem manifestar qualquer sintoma de toxicidade (Maas, 1990). Assim, todas as espécies analisadas apresentam concentrações normais de Na.

Ao comparar os dados das espécies de ciclo longo, é possível perceber que, apesar do uso e ocupação distinto das duas áreas de estudo (UnB e Lixão), os valores químicos apresentados na massa foliar das plantas amostradas não se diferenciaram significativamente, indicando que os metais acumulados nos tecidos vegetais das espécies estudadas têm origem geogênica e pedogênica, sem vínculo com acumulação anômala em função da operação do lixão.

No experimento em que foram plantadas as espécies de ciclo curto, o girassol apresentou melhor desempenho na absorção dos elementos do solo, quando comparado com o sorgo. A maior capacidade de absorção pelo girassol está relacionada ao fato de que a espécie apresenta um sistema radicular profundo que explora grande volume de solo, sendo essa uma característica desejável em plantas fitorremediadoras (Lombi *et al.*, 2001, Khan *et al.*, 2000).

3.6. Conclusões

Os resultados obtidos no presente trabalho permitem concluir que as espécies nativas e exóticas são potenciais fitorremediadoras de elementos como o Fe e Al. Assim, os resultados aqui apresentados podem ser aplicados para futuros estudos de fitorremediação de solos contaminados por esses metais. Os dados também mostraram que não há variação estatística entre as concentrações dos metais em plantas coletadas nas adjacências da área do lixão e no Campus Universitário Darcy Ribeiro, indicando que os metais acumulados na massa foliar das espécies analisadas têm origem geogênica e pedogênica.

A partir do plantio das espécies de ciclo curto foi possível concluir que o sorgo (*Sorghum bicolor*) apresenta menor capacidade de absorção de metais quando comparado ao girassol (*Helianthus annuus*). Ou seja, o girassol apresenta uma melhor capacidade de fitorremediação dos metais, podendo ser justificado pelas características das suas raízes. Vale pontuar que as medidas de mitigação e remediação de poluentes nos solos devem ser determinadas a partir da natureza dos

contaminantes, das feições do meio, dos cenários de migração dos contaminantes, do risco existente à população, dos objetivos da reabilitação, do uso desejado para o local e da sustentabilidade dos ecossistemas associados. A técnica de fitorremediação pode ser utilizada pelo poder público e pela iniciativa privada como alternativa para remediação de áreas degradadas.

3.7. Referências

- ADRIANO, D. C. (2001). Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals. New York: Springer. v. 860.
- ALBUQUERQUE, A. C. S., & SILVA, A. G. da. (2008). Agricultura tropical: quatro décadas de inovações tecnológicas, institucionais e políticas. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica. URL: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/507674/agricultura-tropical--quatro-decadas-de-inovacoes-tecnologicas-institucionais-e-politicas>. Acesso 27.06.2024.
- ALEXANDRE, J.R., OLIVEIRA, M.L., SANTOS, T.C., CANTON, G.C., CONCEIÇÃO, J.M., EUTRÓPIO, F. J. & RAMOS, A. C. (2012). Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo. *Natureza Online*, 10(1), 23-28. URL: <https://www.naturezaonline.com.br/revista/article/view/289>. Acesso 27.06.2024.
- AZEVEDO, M.F.C.D. (2018). Estudo do parâmetro solo nos métodos para a determinação de vulnerabilidade a contaminação de aquíferos em regiões tropicais. Brasília, DF: Instituto de Geociências, UnB. (Dissert. Mestrado em Geociências Aplicadas). URL: <http://icts.unb.br/jspui/handle/10482/32294>. Acesso 27.06.2024.
- CAMPOS, J. E. G., DARDENNE, M. A., FREITAS-SILVA, F. H., & MARTINS-FERREIRA, M. A. C. (2013). Geologia do Grupo Paranoá na porção externa da Faixa Brasília. *Brazilian Journal of Geology*, 43(3), 461-476. Doi: <https://doi.org/10.5327/Z2317-48892013000300004>.
- CODEPLAN (2017). Atlas do Distrito Federal. Brasília. Secretaria de Educação e Cultural/Codeplan. 114 p. URL: <https://www.codeplan.df.gov.br/wp-content/uploads/2018/05/Atlas-do-Distrito-Federal-2017.pdf>. Acesso 27.06.2024
- DE PASCALE, S., ORSINI, F., & PARDOSSI, A. (2013). Irrigation water quality for greenhouse horticulture. In: Baudoin, W., Nono-Womdim, R., Litaladio, N., Hodder, A., Castilla, N., Leonardi, C., & Duffy, R. (Eds.) (2013). Good agricultural practices for greenhouse vegetable crops. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO-UN). p.169-204.
- DIAS, N. S., & BLANCO, F. F. (2010). Efeitos dos sais no solo e na planta. In: Gheyi, H. R., Dias, N. S., & De Lacerda, C. F. (2010). Manejo da salinidade na agricultura: estudos básicos e aplicados. Fortaleza: INCT Sal. p.130-140.
- GALHARTE, C. A., & CRESTANA, S. (2010). Avaliação do impacto ambiental da integração lavoura-pecuária: aspecto conservação ambiental no cerrado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14, 1202-1209. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010001100010>.
- GONZALES, M., PELIZARRO, C., ARAÚJO, G., & NOGUEIRA, A. D. A. (2003). Avaliação de diferentes raízes de plantas na adsorção de cromo e chumbo. *Anais do Congresso Nacional de Química Analítica*, 12. São Luís-MA. URL: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/46662/1/PROCIARAN2003.00152.pdf>. Acesso 27.06.2024.
- HARIDASAN, M. (2006). Alumínio é um elemento tóxico para as plantas nativas do cerrado? In: Prado, C. H. B. A., & Casali, C. A. (2006). Fisiologia vegetal: Práticas em relações hídricas, fotossíntese e nutrição mineral. Barueri, SP: Ed. Manole. p. 1-10. URL: www.manole.com.br. Acesso 07.07.2024.
- HERNANI, L. C. & PADOVAN, M. P. (2023). Adubação verde na recuperação de solos degradados. In: Lima Filho, O. F., Rossi, F., & Carlos, J. A. D. (Eds.). (2023). Adubação verde e plantas de cobertura no Brasil: fundamentos e prática. 2 ed. Brasília, DF: Embrapa. URL: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1153715>. Acesso 27.06.2023.
- HUNKE, P., MUELLER, E. N., SCHRÖDER, B., & ZEILHOFER, P. (2015). The Brazilian Cerrado: assessment of water and soil degradation in catchments under intensive agricultural use. *Ecohydrology*, 8(6), 1154-1180. Doi: <https://doi.org/10.1002/eco.1573>.
- JOLLIFFE, I. T. (2002). Principal Component Analysis for Special Types of Data. In: Principal Component Analysis. Springer Series in Statistics. New York, NY: Springer. Doi: 10.1007/0-387-22440-8_13.

- JONES, C. M., & ANSELMO, A. L. F. (2005). Fitorremediação de solos contaminados: O estado da arte. Rio de Janeiro: Universidade do Estado do Rio de Janeiro.
- KABATA-PENDIAS, A. (2000). Trace elements in soil and plant. 3 ed. Boca Raton. 432p.
- KHAN, M., AHMED, N., HASSAN, W., SABA, T., KHAN, S., & KHAN, Q. (2019). Avaliação do potencial de cultivares de mamona na fitorremediação de solo contaminado por metais pesados. *Planta Daninha*, 37, e019180998. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-83582019370100134>.
- KHAN, A. G., KUEK, C., CHAUDHRY, T. M., KHOO, C. S., & HAYES, W. J. (2000). Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere*, 41(1-2), 197-207. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00412-9](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00412-9).
- KEDZIOREK, M. A. & BOURG, A. C. (2000). Solubilization of lead and cadmium during the percolation of EDTA through a soil polluted by smelting activities, *Journal of Contaminant Hydrology*, 40, pp. 381-392. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(99\)00056-X](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(99)00056-X).
- LAMEGO, F. P., & VIDAL, R. A. (2007). Fitorremediação: plantas como agentes de despoluição? Pesticidas: Revista de ecotoxicologia e meio ambiente, 17. URL: <https://core.ac.uk/download/pdf/328066386.pdf>. Acesso 27.06.2024.
- LINDSAY, W. L. (1981). Chemical equilibria in soils. John Wiley and Sons Ltd. p.449.
- LUIZ, M. B., HIRATA, R., TERADA, R., SARAIVA, F., & TASSE, N. (2016). Fitorremediação de Aquíferos Contaminados por Nitrato. Anais do XIX Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Campinas-SP. URL: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/28704/18612>. Acesso 27.06.2024.
- LOMBI, E., ZHAO, F. J., DUNHAM, S. J., & MCGRATH, S. P. (2001). Phytoremediation of heavy metal-contaminated soils: Natural hyperaccumulation versus chemically enhanced phytoextraction. *Journal of Environmental Quality*, 30(6), 1919-1926. Doi: <https://doi.org/10.2134/jeq2001.1919>.
- MARSCHNER, H. (1995). Mineral nutrition of higher plants. San Diego: Academic Press.
- MAAS, E. V. Crop salt tolerance (1990). In: TANJI, K. K. Agricultural salinity assessment and management. New York: American Society of Civil Engineers. cap. 13, p. 262-304.
- MENDES, A. M. S. (2007). Introdução a fertilidade do solo. (Material didático do departamento de Solos da UFV para o Curso de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas). In: Curso de Manejo e Conservação do Solo e da Água. Barreiras-BA: UFBA, 64p. URL: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/159197>. Acesso 27.06.2024.
- MCBRIDE, M. B. (1994). Environmental chemistry of soils. New York: Oxford Univ. Press. 406p. ISBN 0-19-507011-9.
- MULLIGAN, H. F., HALE, L. A., WHITEHEAD, L., & BAXTER, G. D. (2012). Barriers to physical activity for people with long-term neurological conditions: a review study. *Adapted physical activity quarterly*, 29(3), 243-265. Doi: <https://doi.org/10.1123/apaq.29.3.243>.
- NAZ, R., KHAN, M. S., HAFEEZ, A., FAZIL, M., KHAN, M. N., ALI, B., & AHMED, A. E. (2024). Assessment of phytoremediation potential of native plant species naturally growing in a heavy metal-polluted industrial soils. *Brazilian Journal of Biology*, 84. Doi: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.264473>.
- OLIVEIRA-FILHO, E. C. & LIMA, J. E. F. W. (2002). Potencial de Impactos da agricultura sobre os recursos hídricos na região do cerrado. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados. URL: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/567742/1/doc56.pdf>. Acesso 27.06.2024.
- OLIVEIRA I.P., COSTA K.A.P., SANTOS K.J.G., MOREIRA F.P. (2005). Considerações sobre a acidez dos solos do cerrado. *Revista Eletrônica Faculdade Montes Belos, Goiás*. ISSN 1808-8597. v.1., n.1, p. 01-12. URL: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/213856>. Acesso 27.06.2024.
- OLIVEIRA, D. L., MOREIRA, S. D. O. L., ROCHA, C., & MOREIRA, P. C. (2009). Plantas Nativas do Cerrado: uma alternativa para fitorremediação. *Revista EVS-Revista de Ciências Ambientais e Saúde*, 36(6), 1141-1158. Doi: <https://doi.org/10.18224/est.v36i6.670>.
- PANDEY, V. C., & BAJPAI, O. (2019). Phytoremediation: from theory toward practice. Phytomanagement of polluted sites (pp. 1-49). Elsevier. Doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813912-7.00001-6>.
- NOVAES-PINTO, M. (1994) Caracterização geomorfológica do Distrito Federal. Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas. Brasília, DF. Ed. UnB. v. 2, p. 285-320.
- QUEIROGA, R. C. F., ANDRADE NETO, R. D. C., NUNES, G. H. D. S., MEDEIROS, J. F. D., & ARAÚJO, W. D. (2006). Germinação e crescimento inicial de híbridos de meloeiro em função da salinidade. *Horticultura Brasileira*, 24, 315-319. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0102->

05362006000300009.

- REATTO, A., MARTINS, É. D. S., FARIAS, M. F. R., SILVA, A. V. D., & CARVALHO JÚNIOR, O. A. D. (2004). Mapa pedológico digital-SIG atualizado do Distrito Federal escala 1: 100.000 e uma síntese do texto explicativo. Planaltina: Embrapa Cerrados. 31p.
URL: <http://repositorio2.unb.br/jspui/handle/10482/16171>. Acesso 27.06.2024.
- SILVA, J. F. (2012). Prospecção de plantas fitorremediadoras em solos contaminados por metais pesados. Manaus, AM: Universidade Federal do Amazonas. 91 f. (Tese, Dout. Biotecnologia).
URL: <https://tede.ufam.edu.br/handle/tede/3075>. Acesso 27.06.2024.
- SIMÃO, J. B. P., & SIQUEIRA, J. O. (2001). Solos contaminados por metais pesados: características, implicações e remediação. Informe Agropecuário, 22(210), 18-26.
- SONMEZ, S., KAPLAN, M., SONMEZ, N. K., KAYA, H., & UZ, I. (2006). High Level of Copper application to soil and leaves reduce the growth and yield of tomato plants. Scientia Agricola, 63, 213-218. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162006000300001>.
- TAIZ, L. & ZEIGER, E. (2004). Fisiologia Vegetal. Porto Alegre, RS: Artmed Ed. 719p.
- TAVARES, S. R. L. (2013). Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: conceitos básicos e fundamentos. Joinville: Clube de Autores. cap. 2, p. 61-90.
- YANG, Z. B., ETICHA, D., ALBACETE, A., RAO, I. M., ROITSCH, T., & HORST, W. J. (2012). Physiological and molecular analysis of the interaction between aluminium toxicity and drought stress in common bean (*Phaseolus vulgaris*). Journal of experimental botany, 63(8), 3109-3125. Doi: <https://doi.org/10.1093/jxb/ers038>.

Capítulo 4 - **Análise do comportamento de contaminantes (Ni, Cu e Pb) em solos tropicais (Latosolo, Cambissolo e Gleissolo), a partir de ensaios de percolação em colunas**

Analysis of the behavior of contaminants (Ni, Cu and Pb) in tropical soils (Oxisol, Cambisol and Gleisol), based on percolation tests in columns

RESUMO: A ocupação intensiva do solo por atividades agrícolas, urbanização e industrialização pode causar contaminações, impactando o solo, a água subterrânea, a saúde humana e a biota. A mobilidade dos contaminantes no solo depende de fatores interdependentes que incluem tipo de contaminante, estado de oxidação, miscibilidade em água, concentração e características do solo. No presente estudo foi realizado experimentos de percolação em colunas de solo, utilizando latossolos, gleissolos e cambissolos contaminados por cobre (Cu), chumbo (Pb) e níquel (Ni), que possibilitou avaliar as interações do solo com os contaminantes de forma controlada. Foram realizadas análises físicas e químicas dos solos pré- e pós-contaminação, além de análises químicas dos percolados. A partir desses dados foram realizadas análises estatísticas (ANOVA, PCA). Os resultados mostraram comportamentos específicos de cada solo frente a eventos de contaminação, influenciados por fatores como capacidade de troca iônica, conteúdo de matéria orgânica, acidez e conteúdo de óxidos de Fe. O Gleissolo foi o solo com maior capacidade de retenção dos contaminantes, seguido do Latossolo e do Cambissolo.

Palavras-chave: Colunas de solos, capacidade de troca catiônica, metais pesados, análise estatística.

ABSTRACT: Intensive land use from agricultural activities, urbanization, and industrialization causes soil contamination, impacting soil quality, human health, and ecosystems. The mobility of contaminants in soil depends on interdependent factors such as type of contaminant, oxidation state, water miscibility, soil concentration and soil characteristics. In this study, percolation experiments were conducted using soil columns with latosols (oxisols), gleysols, and cambisols (inceptisols) contaminated with copper (Cu), lead (Pb), and nickel (Ni), providing a controlled assessment of soil-contaminant interactions. Physical and chemical analyses were performed on the soils before and after contamination, as well as chemical analyses of the percolates. Statistical analyses (ANOVA and PCA) were conducted based on these data. The results showed specific behaviors for each soil type in response to contamination, influenced by physicochemical factors such as ion exchange capacity, organic matter content, acidity, and iron oxide levels. Gleysol showed the most contaminants retention capacity, followed by Latosol and Cambisol.

Keywords: Soil columns, cation exchange capacity, heavy metals, statistical analysis.

4.1. Introdução

A intensa ocupação do solo, impulsionada por atividades agrícolas, urbanização e industrialização, tem levado a sérios problemas de contaminação, afetando não apenas a qualidade das águas e dos solos, mas também a saúde humana e a biota (Freitas & Porto, 2006). O uso excessivo de fertilizantes, pesticidas e produtos químicos, juntamente com o descarte inadequado de resíduos industriais e domésticos, resulta na degradação da zona crítica, a camada do solo que suporta a vida e desempenha um papel vital na regulação dos ecossistemas (Kirkby, 2016; Banwart *et al.*, 2019). Essa contaminação do solo pode levar à bioacumulação de substâncias tóxicas nas cadeias alimentares, impactando diretamente a saúde das populações que dependem dos recursos naturais (Nnaji *et al.*, 2023).

O comportamento de contaminantes no solo depende de diversos fatores, sobretudo da concentração e da adsorção do elemento na relação sólido-solução, das cargas do complexo de troca, do pH e do tipo de argilomineral que compõe o solo. O deslocamento de contaminantes ao longo do perfil pedológico depende também das características granulométricas, texturais, estruturais e da porosidade do solo, sendo que a movimentação, adsorção e dessorção de um contaminante não é o resultado da ação individual de um desses fatores supracitados, mas sim da combinação deles (Donagemma *et al.*, 2003; Pinto *et al.*, 2020; Mazucato *et al.*, 2020). Os argilominerais e os oxi-hidróxidos de ferro e alumínio, por exemplo, são usualmente minerais importantes no controle da contaminação dos solos tropicais (Pereira *et al.*, 2020). Desta forma, processos físicos, químicos, mineralógicos e biológicos podem causar degradação ou desaceleração da mobilidade dos poluentes que se infiltram em solução no solo (Magieva, 2000).

Para melhor compreender o comportamento de solos expostos a contaminações, a experimentação em colunas de solo tem sido uma metodologia muito utilizada para prever a mobilidade dos elementos no contexto solo-solução de forma controlada (Matos *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2012; Neiverth *et al.*, 2013). Matos *et al.* (2021), por exemplo, utilizam as colunas para compreender a lixiviação de fósforo em solos com diferentes texturas. Silva *et al.* (2012) analisou a mobilidade de arsênio, cobalto, chumbo e zinco em colunas de latossolos, onde foi utilizado cinzas de carvão oriundas de termoeletricas para controlar a contaminação. Hartley *et al.* (2004) utilizam colunas de solo para compreender o comportamento do arsênio e Garcés *et al.* (2008) estudaram a mobilidade dos elementos cádmio, cobre e zinco, em relação ao carbono orgânico dissolvido. Outros trabalhos que utilizam esta metodologia são os de Gazano (2006) e Agourakis *et al.* (2006) que avaliaram a contaminação no solo provocada pelo rejeito de pilhas alcalinas.

Diante do contexto de degradação e contaminação dos solos, é essencial entender os mecanismos que influenciam o comportamento dos contaminantes e sua mobilidade, especialmente em ambientes tropicais, onde as interações entre os fatores físico-químicos são

complexas. Para isso, este estudo propõe a realização de experimento de percolação em colunas de solo, utilizando Latossolo, Gleissolo e Cambissolo contaminados pelos metais cobre (Cu), chumbo (Pb) e níquel (Ni). Essa abordagem permite uma análise da dinâmica de movimento dos contaminantes em diferentes tipos de solo e suas implicações para o meio ambiente.

4.2. Materiais e métodos

Foram amostrados três tipos de solos típicos e abundantes do cerrado com características físicas e químicas distintas (Latossolo, Cambissolo e Gleissolo). Para cada solo amostrado foi realizada a coleta dos horizontes que compõem os primeiros 60 centímetros dos perfis pedológicos. Essa profundidade permitiu coletar horizontes superficiais (A), horizontes transicionais (AB), além de horizontes diagnósticos do Latossolo Vermelho (Bw), do Cambissolo Háplico (Bi) e do Gleissolo Háplico (Bg). A coleta ocorreu na região centro-oeste do Distrito Federal (Figura 4.1).

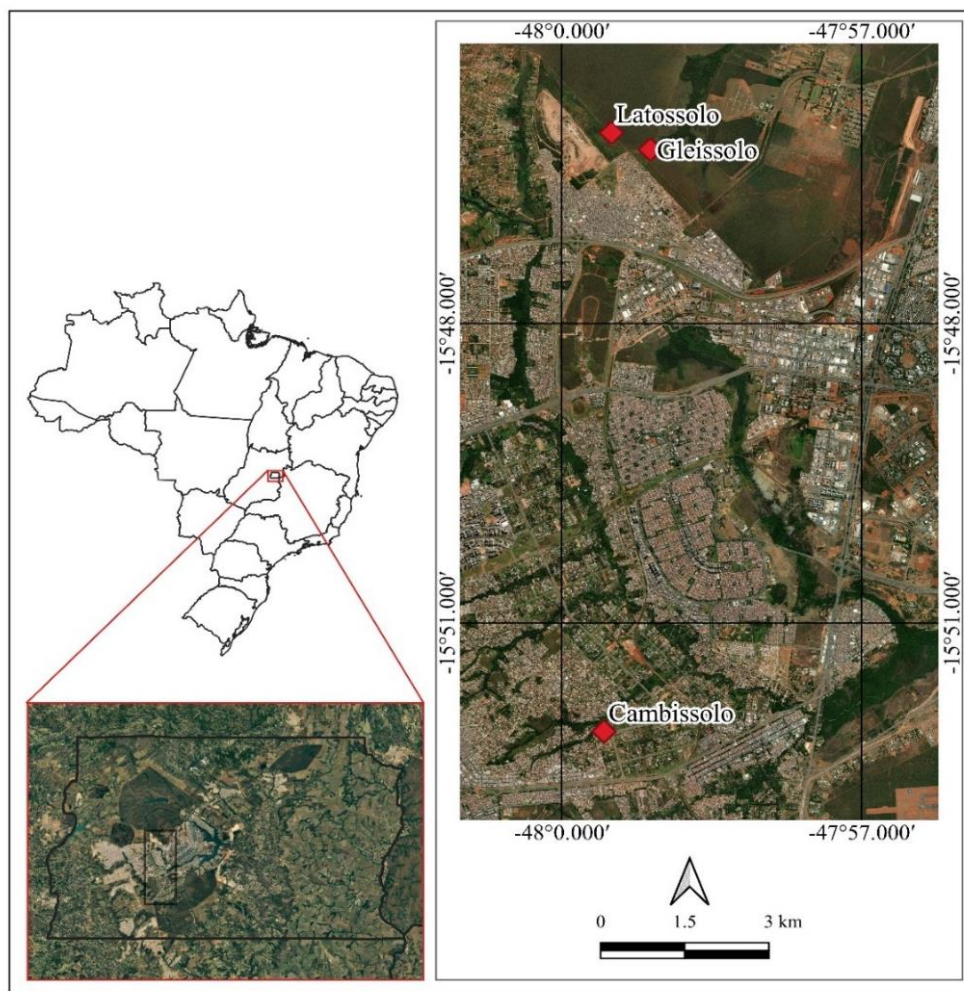


Figura 4.1: Mapa de localização dos solos amostrados.

A escolha do Latossolo e cambissolo é justificável uma vez que são os solos mais abundantes no Brasil, sendo encontrado em cerca de 80% do território, e o Gleissolo por ocorrer em ambientes hidromórficos considerados naturalmente sensíveis.

4.2.1. Experimentação - construção das colunas de solo

A parte experimental da pesquisa envolveu a montagem de colunas de solos, a partir das quais foram realizados os ensaios de percolação. Esses ensaios permitiram avaliar o comportamento dos poluentes e a influência das características dos solos na depuração da contaminação em fluxo controlado. Essas colunas foram instaladas e mantidas em local seguro na Universidade de Brasília (UnB).

Durante a coleta e transporte das amostras e a construção das colunas, teve-se o cuidado de realizar essas atividades de modo que as amostras tivessem a menor deformação possível. Na construção das colunas foi mantida a ordem dos horizontes, para melhor representação das características *in situ* do perfil pedológico.

As colunas foram confeccionadas em tubos de PVC com 100 mm de diâmetro e 60 cm de comprimento. Na porção final de cada coluna foram instaladas uma redução do diâmetro e telas de *nylon* reforçadas que permitia a saída da solução percolada e garantia a manutenção do solo na coluna, foi adicionada também uma camada de areia na porção superior para se evitar a passagem de grande quantidade de finos no percolado e o contato direto dos primeiros horizontes da coluna com os contaminantes.

4.2.2. Ensaios de percolação

Para a contaminação dos solos das colunas e posterior ensaio de percolação foram preparadas soluções distintas, com diferentes contaminantes metálicos, incluindo: cobre a partir de solução de sulfato de cobre (CuSO_4), chumbo a partir de solução de cloreto de chumbo (PbCl_2) e níquel a partir da solução de cloreto de níquel (NiCl_2). O desenho experimental (Figura 4.2) contou com um total de nove colunas de solo, sendo três de cada solo amostrado (Latossolo, Cambissolo e Gleissolo). Cada tipo de solo foi contaminado, apenas uma vez, por uma das três soluções contaminantes (Ni, Cu e Pb) e essas soluções foram preparadas de forma a garantir a mesma concentração e mesmo volume em todas as colunas (6g/L do metal contaminante).

A percolação nas colunas foi realizada a partir da simulação da precipitação histórica anual da região em que foram coletadas as amostras de solo. A água foi distribuída de forma regular com auxílio de provetas graduadas. Tomou-se o cuidado da irrigação ser realizada sempre na porção central da coluna para evitar a infiltração direta a partir das paredes internas dos tubos de PVC. A água percolada nas colunas apresentava sempre a mesma composição química (Bário - 0,017 mg/L; Magnésio - 0,187 mg/L; Potássio - 0,509 mg/L; Sódio - 4,939 mg/L, Silício - 4,888 mg/L; Sulfato - 0,05 mg/L; Cloreto - 3,39 mg/L; e bicabornato - 1,46 mg/L).

As amostras de percolado foram coletadas sempre que os frascos posicionados no final de cada coluna de solo acumulavam um volume mínimo de 250 ml, esse ensaio durou 12 meses (janeiro de 2022 a janeiro de 2023) e foram analisados 10 conjuntos de amostras de percolados.

4.2.3. Caracterização dos percolados (água)

As amostras de soluções lixiviadas foram filtradas em membranas de acetato de celulose (*Milipore*) com porosidade de 0,45 μm e transferida para tubo de centrífuga de 50 ml esterilizado. As amostras foram preservadas em refrigerador até o momento da análise.

Nessas amostras de percolado foram realizadas medidas de pH, condutividade elétrica, total de sólidos dissolvidos e alcalinidade a partir de uma sonda multiparâmetro da marca da Hach, série Sension, previamente calibrada com as respectivas soluções padrões. Amostras com condutividades elétricas altas ($> 300 \mu\text{s/cm}$) foram diluídas de modo a permitir melhores leituras das concentrações dos metais. Para as determinações dos elementos maiores e traços foi utilizado o Espectrômetro de Emissão Atômica com Plasma indutivamente acoplado (ICP/OES), marca Agilent (USA) modelo 5100, do Laboratório de Geoquímica e Água (LAGEQ) da Universidade de Brasília.

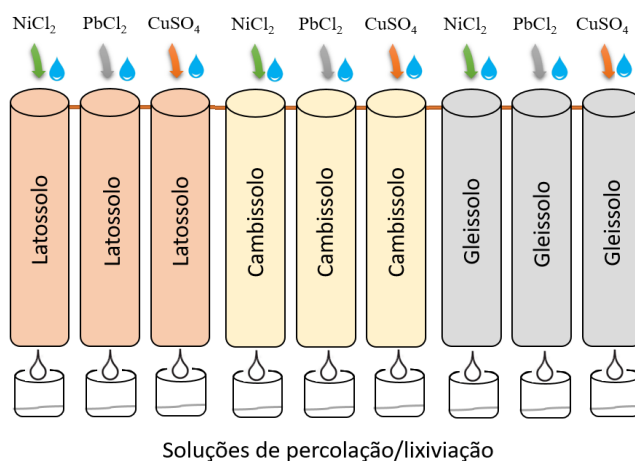


Figura 4.2: Desenho esquemático da disposição das colunas de lixiviação.

4.2.4. Caracterização dos solos (pré- e pós-contaminação)

Os solos foram previamente caracterizados de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (Embrapa, 2013). A caracterização desses solos, incluiu análises físicas a partir de técnicas tátil-visuais e granulométricas, análises químicas de elementos maiores por Fluorescência de Raio-X e elementos menores e traços por ICP-MS, realizadas pelo laboratório Soloquímica (Brasília/DF). Análises mineralógicas com destaque para argilominerais por difração de Raios-X foram realizadas no Laboratório de Difractometria de Raios-X da Universidade de Brasília (LDRX/IG/UnB), com apoio do difratômetro Rigaku (modelo D/MAX-2A/C). As estruturas foram analisadas em lupa binocular, com interesse especial para avaliação da microporosidade interna dos agregados dos solos, também foram realizadas análises dessas estruturas em microscópio eletrônico de varredura (MEV), modelo JSM - 6610, marca Jeol, Tokyo, Japan, Thermo scientific NSS Spectral Imaging, do Laboratório Multiusuário de

4.2.5. Tratamento estatístico dos dados

Todos os dados químicos, tanto dos percolados quanto dos solos, foram tabulados em planilhas do *software* Excel. Para as análises estatísticas dos dados de percolados e solos foi utilizado o *software* Past, onde optou-se por análises multivariadas (PCA e LDA) e gráficos temporais do comportamento dos elementos, além de testes estatísticos comparativos entre os diferentes tipos de solos analisados (ANOVA).

A análise discriminante (LDA) proposta por Fisher (1936), estabelece as variáveis importantes para a classificação de um determinado elemento em um certo grupo. A análise do componente principal (PCA) reduz o número de variáveis a um pequeno número de índices (denominado, componente principal), preservando as relações existentes nos dados originais, e assim permitindo a análise conjunta de uma grande quantidade de informações (Jolliffe, 2002). O teste estatístico de Análise de Variância (ANOVA) foi o escolhido para realizar a comparação das características físico-químicas dos percolados e dos solos pré- e pós-contaminação, esse teste é utilizado para determinar se há diferenças estatísticas significativas entre a média dos grupos amostrais analisados (Fisher, 1918).

4.3. Resultados e discussões

4.3.1. Classificação e caracterização dos solos pré-contaminação

De acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2013), os solos amostrados para esse trabalho podem ser caracterizados como Latossolo Vermelho distrófico (a), Cambissolo Háplico distrófico (b) e Gleissolo Háplico distrófico (c).

O Latossolo apresentou uma homogeneidade em suas características ao longo de todo o perfil amostrado, com textura muito argilosa, coloração avermelhada, presença de estruturas granulares do tipo grumosa, restrita quantidade de matéria orgânica, distrófico e ácido (Figura 4.3a). O horizonte A do Cambissolo apresenta cor marrom claro, textura argilosa com baixa quantidade de agregados desenvolvidos, já o horizonte B incipiente, representa um horizonte diagnóstico, com coloração marrom avermelhada originado do seu material parental - ardósias (Figura 4.3b), esse material de origem é encontrado de forma significativa nesse horizonte, gerando alto grau de pedregosidade. Nos gleissolos (Figura 4.3c), o horizonte A contém grande quantidade de matéria orgânica originando uma coloração cinza escuro, com textura argilosa, onde há restrito desenvolvimento de grumos. O horizonte glei se caracteriza por coloração acinzentada, textura muito argilosa, e formação de grande quantidade de estrutura granular grumosa.

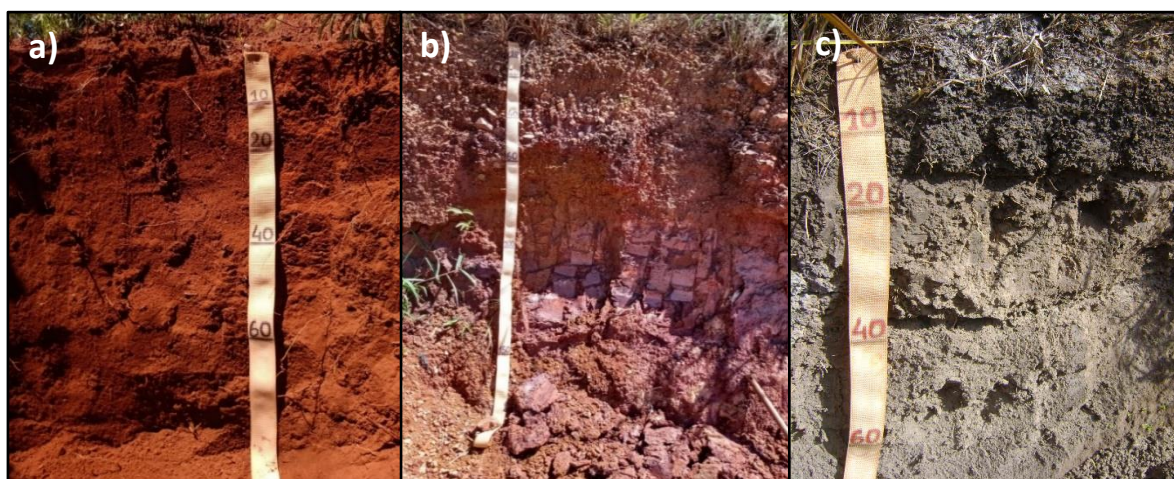


Figura 4.3: Perfis dos solos estudados. a) Latossolo Vermelho distrófico; b) Cambissolo Háplico Tb distrófico; c) Gleissolo Háplico.

As análises mineralógicas, a partir das análises de difração de Raios-X (Tabela 4.1), indicaram que todas as amostras dos diferentes tipos de solos e horizontes, apresentam em sua composição gibbsita, kaolinita, hematita, quartzo e rutilo, os dois primeiros originados por processos pedológicos e os demais como minerais resistentes do material de origem. A presença de muscovita nos cambissolos, é proveniente dos fragmentos da rocha-mãe que ainda são encontrados nesse tipo de solo e a illita, considerada um mineral secundário, é encontrada apenas nessa classe de solo.

O anatásio nos latossolos e gleissolos, é interpretado como mineral resistente da rocha-mãe. Os gleissolos se formam em ambientes hidromórficos, frequentemente associados a áreas de inundação e drenagem deficiente, a presença de magnetita nesses solos está relacionada a vários fatores, incluindo o ambiente de formação, as condições redox e a origem geológica do material parental. A dickita, também encontrada nos gleissolos, é um mineral de argila que pertence ao grupo dos silicatos, da família das argilas com estrutura 1:1.

Nos latossolos, destaca-se a presença de montmorilonita e do diásporo. A montmorilonita, assim como a illita, são argilominerais do tipo 2:1, essa estrutura torna o mineral importante na adsorção de metais, pois a carga permanente negativa nesses minerais, formada na superfície das partículas do solo através de substituições isomórficas atuam como sítios de adsorção (Grim, 1968). Argilas como a clorita, illita e caulinita também apresentam boa capacidade de troca catiônica o que favorece no controle dos contaminantes (Grim, 1968). Os óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio contribuem para a estabilidade estrutural do solo, ajudando a reduzir a erosão e a perda de solo, e favorece a imobilização de metais e outros contaminantes, reduzindo sua biodisponibilidade e diminuindo sua mobilidade no perfil (Bronick & Lal, 2005).

Os dados físico-químicos dos solos antes da contaminação encontram-se na Tabela 4.2. Imagens obtidas por Microscopia Eletrônica de Varredura - MEV (Figura 4.4) revelam diferenças nas estruturas e texturas dos solos estudados. O Latossolo apresenta estrutura granular/grumosa bem desenvolvida, com agregados pequenos e estáveis, formando uma rede de poros

interconectados. Nessas estruturas granulares, é possível observar micro feições que podem desempenhar papel importante no controle de contaminantes, facilitando a adsorção e retenção de partículas. Em contraste, o Gleissolo, típico de áreas mal drenadas, exibe textura mais compacta, mas porosa com presença de matéria orgânica junto a seus agregados. O Cambissolo apresenta estrutura menos organizada e bem fragmentada, com partículas de diversos tamanhos e formas irregulares, refletindo seu estágio intermediário de desenvolvimento e intemperismo.

Tabela 4.1: Mineralogia dos solos, a partir de difração de Raios-X. CX - Cambissolo Háplico, GX - Gleissolo Háplico e LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo.

| | Quartzo | Gibbsita | Kaolinita | Hematita | Rutilo | Muscovita | Ilita | Anatásio | Magnetita | Dickita | Diásporo | Montmorilonita |
|-------------|---------|----------|-----------|----------|--------|-----------|-------|----------|-----------|---------|----------|----------------|
| CXA | X | X | X | X | X | X | X | | | | | |
| CXC | X | X | X | X | X | X | X | | | | | |
| GXA | X | X | X | X | X | | | X | X | | | |
| GXB | X | X | X | X | X | | | X | X | X | | |
| LVA | X | X | X | X | X | | | X | | | | |
| LVAB | X | X | X | X | X | | | X | | | X | X |
| LVB | X | X | X | X | X | | | X | | | X | |

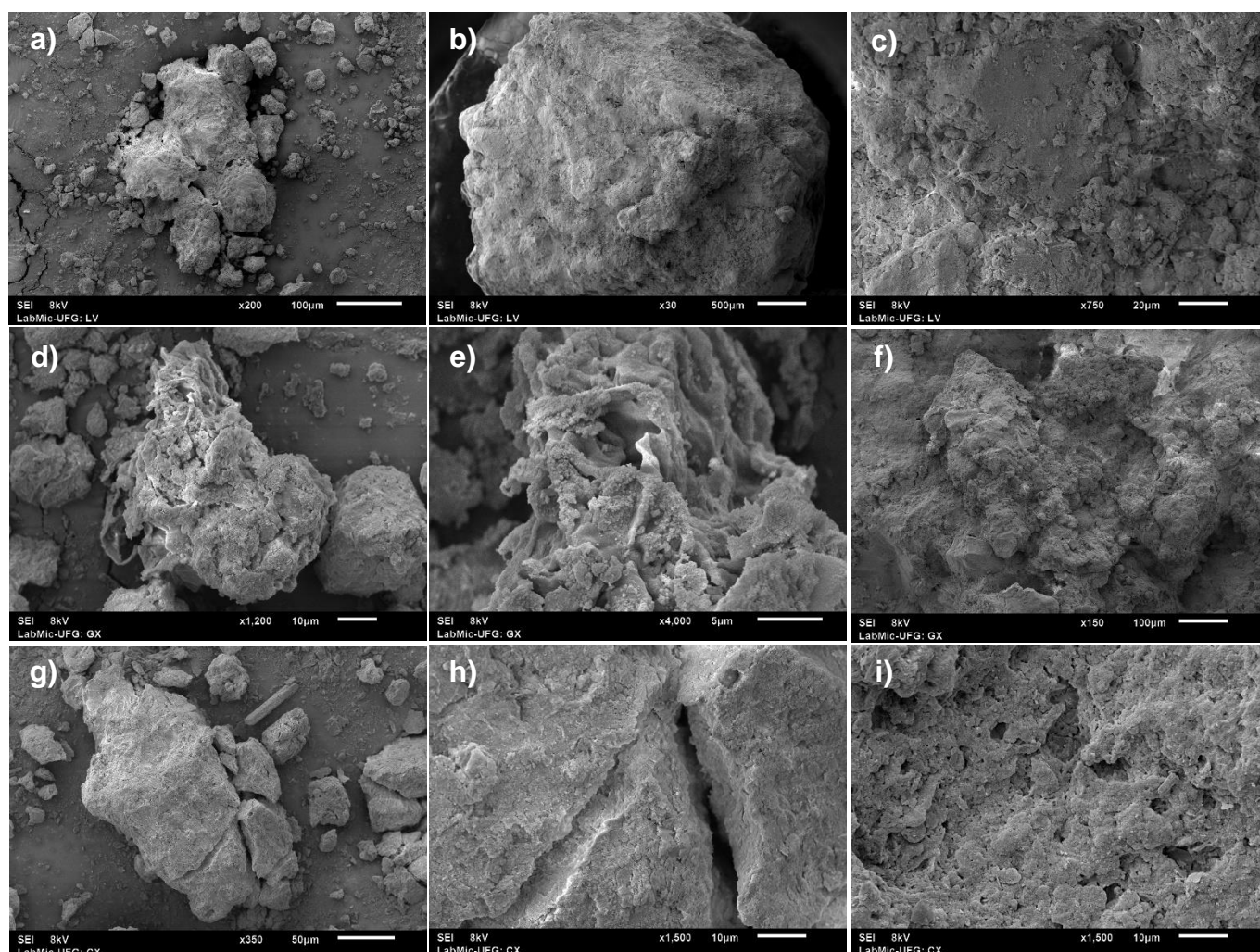


Figura 4.4: Imagens de Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV). Latossolo (a,b,c). Gleissolo (d,e,f). Cambissolo (g,h,i).

Tabela 4.2: Análises físico-químicas dos solos pré-contaminação.

| Amostra | LVA | LVAb | LVB | GXA | GXB | CXA | CXB |
|------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Argila (g/kg) | 425 | 550 | 675 | 500 | 700 | 700 | 600 |
| Areia (g/kg) | 325 | 250 | 225 | 300 | 175 | 150 | 75 |
| Silte (g/kg) | 250 | 200 | 100 | 200 | 125 | 150 | 325 |
| Complexo Sortivo | 3,9 | 4,1 | 4,8 | 4,6 | 4,7 | 4,8 | 5,2 |
| P | 0,9 | 0,6 | 0,9 | 4,7 | 0,8 | 0,6 | 0,6 |
| Ca | 0,8 | 0,5 | 0,7 | 2,2 | 0,8 | 0,9 | 0,8 |
| Mg | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| K | 0,03 | 0,04 | 0,03 | 0,29 | 0,03 | 0,06 | 0,03 |
| Na | 0,04 | 0,03 | 0,04 | 0,05 | 0,18 | 0,04 | 0,04 |
| Al | 0,4 | 0,5 | 0,3 | 0,2 | 0,3 | 0,3 | 0,3 |
| Acidez | 5,4 | 5,8 | 4 | 7,2 | 5,8 | 3,4 | 4,3 |
| Soma de Bases | 1 | 0,7 | 0,9 | 2,7 | 1,1 | 1,1 | 1 |
| CTC | 6,4 | 6,5 | 4,9 | 9,9 | 6,9 | 4,5 | 5,3 |
| Saturação por alumínio | 29 | 43 | 26 | 7 | 21 | 21 | 24 |
| Saturação por sódio | 4 | 4 | 5 | 2 | 16 | 4 | 4 |
| Carbono orgânico | 11 | 11,8 | 8,7 | 42,2 | 16,9 | 1 | 2,3 |
| Matéria orgânica | 18,9 | 20,3 | 15 | 72,6 | 29,1 | 1,7 | 4 |
| B | 0,03 | 0,04 | 0,02 | 0,06 | 0,02 | 0,03 | 0,03 |
| Fe | 42,9 | 38,2 | 19,8 | 222,4 | 134,9 | 38,5 | 61,9 |
| Mn | 6,8 | 8,7 | 5 | 35,4 | 4,4 | 0,7 | 0,3 |
| Zn | 0,4 | 0,3 | 0,4 | 2,8 | 0,4 | 0,2 | 0,3 |
| S | 1,8 | 1,8 | 6,3 | 15,8 | 5,8 | 5,5 | 12,1 |
| Ni | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 17,92 | 15,47 | <0,001 | <0,001 |
| Pb | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 |
| Cu | 0,8 | 0,6 | 0,6 | 1,1 | 1,2 | 0,3 | 0,2 |

4.3.2. Caracterização dos solos pós-contaminação

Após o período de percolação foi realizado o corte longitudinal (Figura 4.5) das colunas de solo e amostragem em três porções diferentes de cada coluna (0-15cm; 15-45cm; 45-60 cm), para posterior análises químicas, físicas e mineralógicas.

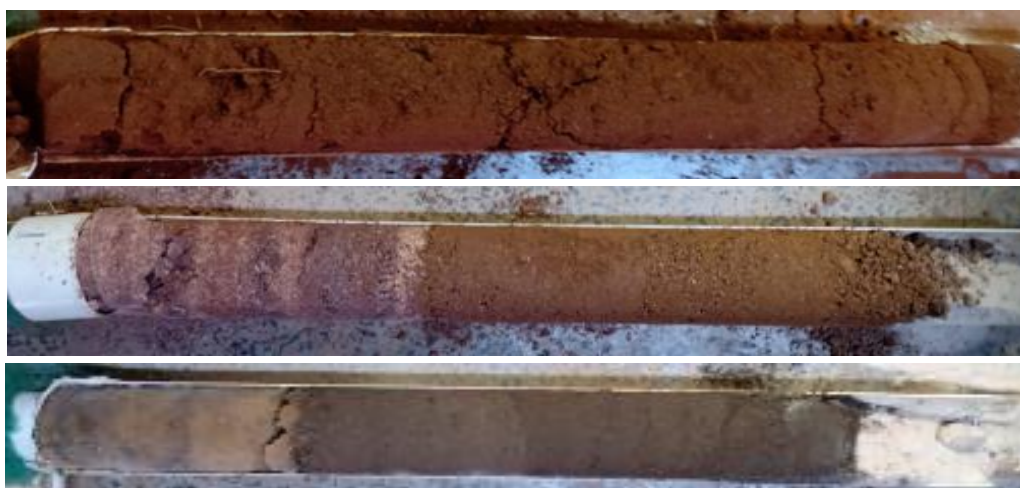


Figura 4.5: Corte longitudinal das colunas de solo após contaminação e período de percolação.

As análises físico-químicas dos solos pós-contaminação estão apresentadas na Tabela 4.3. A diferença nos valores de Ni, Cu e Pb das amostras antes e depois da contaminação (Tabela 4.2 e 4.4) indicam que as soluções foram efetivas e os solos foram contaminados. E as soluções contaminantes (NiCl_2 , PbCl_2 e CuSO_4) tiveram comportamentos distintos em cada solo analisado, sendo possível observar um aumento nos teores dos metais contaminantes no primeiro nível de amostragem, seguido por uma redução significativa ao longo do perfil do solo, resultando em valores baixos nas amostras coletadas na profundidade entre 40-60 cm.

Vale pontuar que os teores de chumbo e de níquel foram $<0,001$ ppm em todas as amostras de solos que não foram contaminadas por PbCl_2 e NiCl_2 , o mesmo é observado nos solos pré-contaminação (Tabela 4.3). Já o cobre é encontrado em todas as amostras analisadas pré- e pós-contaminação, pois esse elemento é um micronutriente dos solos, entretanto os valores são mais significativos nas colunas que receberam a solução de CuSO_4 (Tabela 4.4).

Ao analisar a soma dos valores dos contaminantes nos horizontes dos diferentes tipos solos (Tabela 4.4), percebe-se que o metal que teve maior retenção foi o Pb, seguido do Ni e Cu ($\text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cu}$), mas a capacidade de absorção dos contaminantes pelos solos é distinta em cada profundidade amostrada (Tabela 4.4 e Figura 4.6). O Gleissolo foi o solo que mais reteve os contaminantes, seguido do Latossolo e do Cambissolo ($\text{GX} > \text{LVA} > \text{CX}$), esses resultados vão ao encontro com o observado por Azevedo (2018) e Sena (2018). Destaca-se ainda que os solos apresentam maior capacidade de retenção na zona crítica, ou seja, nos primeiros horizontes do perfil pedológico (principalmente Gleissolo e Latossolo) e cada solo apresenta comportamento distinto frente a um evento de contaminação.

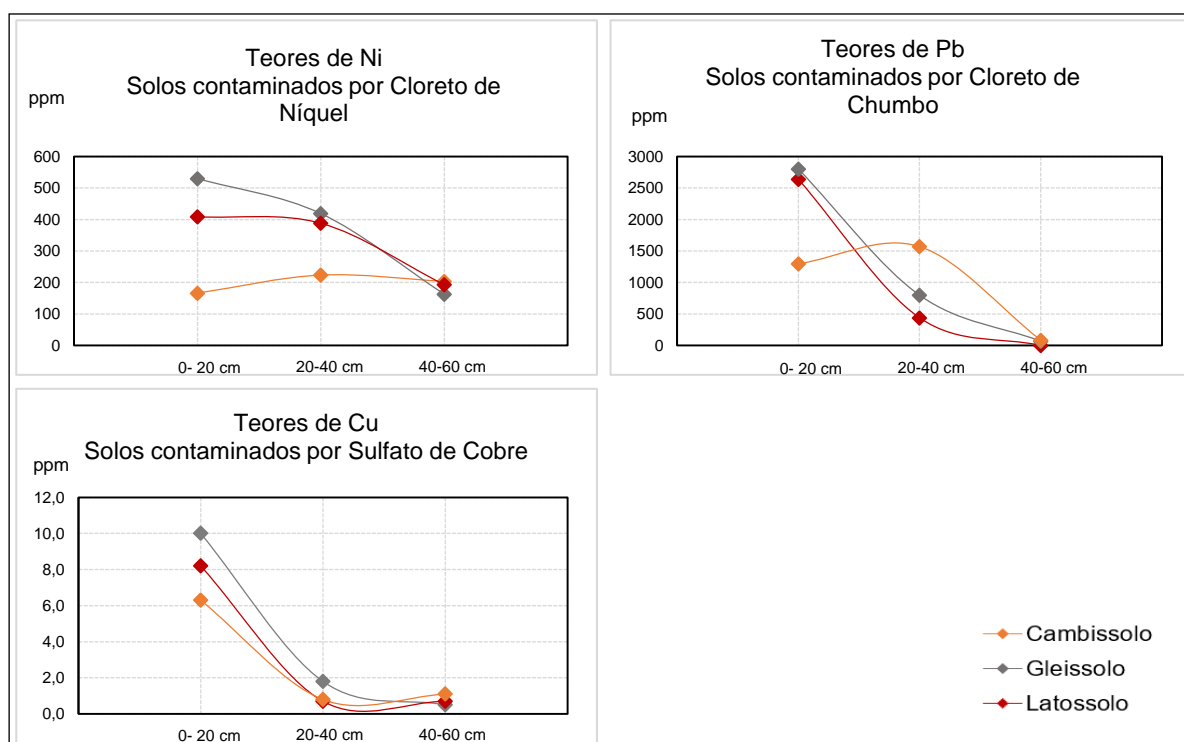


Figura 4.6: Gráficos de linha dos teores de Ni, Cu e Pb nas diferentes profundidades amostradas nas colunas de Latossolo, Cambissolo e Gleissolo.

Tabela 4.3: Dados físico-químicos dos solos após contaminações.

| Profundidade | Identificação da Amostra | Argila (g/kg) | Areia (g/kg) | Silte (g/kg) | Complexo Sortivo | Acidez | Soma de base (cmol _c /dm ³) | CTC (cmol _c /dm ³) | Saturação por alumínio (%) | Saturação por Sódio (%) | Carbono orgânico (g/kg) | MO (g/kg) | P (ppm) | Ca (ppm) | Mg (ppm) | K (ppm) | Na (ppm) | Al (ppm) | B (ppm) | Fe (ppm) | Mn (ppm) | Zn (ppm) | S (ppm) |
|--------------|--------------------------|---------------|--------------|--------------|------------------|--------|--|---|----------------------------|-------------------------|-------------------------|-----------|---------|----------|----------|---------|----------|----------|---------|----------|----------|----------|---------|
| 00-20 | LVA(NI)1 | 600 | 250 | 150 | 5 | 4.3 | 0.5 | 4.8 | 17 | 8 | 17.6 | 30.3 | 1.8 | 0.1 | 0.3 | 0.04 | 0.04 | 0.1 | 0.04 | 55.8 | 5.1 | 0.3 | 36.9 |
| 20-40 | LVA(NI)2 | 625 | 200 | 175 | 4.5 | 4 | 0.6 | 4.6 | 15 | 5 | 18.3 | 31.5 | 1.4 | 0.2 | 0.3 | 0.04 | 0.03 | 0.1 | 0.06 | 55.6 | 7 | 0.3 | 13.2 |
| 40-60 | LVA(NI)3 | 775 | 125 | 100 | 4.3 | 4 | 0.5 | 4.5 | 39 | 6 | 13.4 | 23 | 1.5 | 0.1 | 0.3 | 0.04 | 0.03 | 0.3 | 0.08 | 40.6 | 3.1 | 0.3 | 14.2 |
| 00-15 | GXA(NI)1 | 600 | 300 | 100 | 4.7 | 8.4 | 0.6 | 9 | 53 | 10 | 37.3 | 64.2 | 3.5 | 0.2 | 0.2 | 0.17 | 0.06 | 0.7 | 0.04 | 268.9 | 9.2 | 1.6 | 29.3 |
| 30-45 | GXA(NI)2 | 700 | 200 | 100 | 4.5 | 5.8 | 0.8 | 6.5 | 40 | 5 | 37.9 | 65.2 | 2.1 | 0.3 | 0.3 | 0.11 | 0.04 | 0.5 | 0.04 | 233.2 | 6.3 | 0.6 | 30.1 |
| 45-60 | GXA(NI)3 | 725 | 175 | 100 | 4.2 | 5.4 | 0.8 | 6.2 | 38 | 4 | 26.8 | 46.1 | 2.1 | 0.3 | 0.4 | 0.07 | 0.03 | 0.5 | 0.02 | 162.2 | 3.6 | 0.7 | 14.2 |
| 00-15 | CXA(NI)1 | 700 | 175 | 125 | 4.7 | 2.4 | 0.5 | 2.9 | 27 | 7 | 2 | 3.4 | 1.8 | 0.1 | 0.3 | 0.1 | 0.04 | 0.2 | 0.02 | 39.8 | 0.4 | 0.5 | 1.8 |
| 30-45 | CXA(NI)2 | 675 | 150 | 175 | 4.8 | 2.4 | 0.7 | 3.1 | 29 | 4 | 2.7 | 4.6 | 1.4 | 0.2 | 0.4 | 0.1 | 0.03 | 0.3 | 0.06 | 38.9 | 0.2 | 0.2 | 15 |
| 45-60 | CXA(NI)3 | 475 | 150 | 375 | 5.2 | 1.9 | 0.5 | 2.4 | 29 | 6 | 0.1 | 0.2 | 1.6 | 0.1 | 0.3 | 0.05 | 0.03 | 0.2 | 0.03 | 69.4 | 0.2 | 0.5 | 26.9 |
| 00-15 | LVB(CU)1 | 625 | 225 | 150 | 4.8 | 4.3 | 1.1 | 5.4 | 15 | 4 | 20.1 | 34.6 | 2.1 | 0.9 | 0.1 | 0.06 | 0.04 | 0.2 | 0.09 | 55.6 | 6.6 | 0.5 | 105.6 |
| 30-45 | LVB(CU)2 | 675 | 175 | 150 | 4.9 | 3.7 | 1.3 | 5 | 19 | 3 | 25 | 43 | 1.7 | 1.1 | 0.1 | 0.05 | 0.04 | 0.3 | 0.05 | 51.6 | 8.2 | 0.4 | 113 |
| 45-60 | LVB(CU)3 | 750 | 150 | 100 | 5.1 | 3.7 | 1.1 | 4.8 | 0 | 3 | 16.5 | 28.4 | 1.3 | 0.1 | 0.9 | 0.04 | 0.03 | 0 | 0.04 | 37.2 | 3.8 | 0.2 | 109.1 |
| 00-15 | GXB(CU)1 | 600 | 250 | 150 | 4.4 | 9 | 1.5 | 10.5 | 51 | 3 | 49.3 | 84.8 | 3.6 | 1.1 | 0.2 | 0.16 | 0.05 | 1.6 | 0.06 | 252.9 | 13.3 | 1.6 | 99.8 |
| 30-45 | GXB(CU)2 | 650 | 200 | 150 | 4.5 | 6.7 | 1.6 | 8.3 | 33 | 3 | 41 | 70.5 | 2.5 | 1.2 | 0.2 | 0.17 | 0.05 | 0.8 | 0.06 | 239.2 | 7.9 | 0.9 | 113 |
| 45-60 | GXB(CU)3 | 700 | 175 | 125 | 4.8 | 4.3 | 2.9 | 7.2 | 12 | 2 | 24.6 | 42.3 | 2 | 1.9 | 0.8 | 0.12 | 0.06 | 0.4 | 0.04 | 301.5 | 11.5 | 0.8 | 114.6 |
| 00-15 | CXB(CU)1 | 700 | 125 | 175 | 6.1 | 2.2 | 2.7 | 4.9 | 10 | 3 | 2 | 3.4 | 1.8 | 1.7 | 0.8 | 0.13 | 0.07 | 0.3 | 0.02 | 36.2 | 0.9 | 0.5 | 193.9 |
| 30-45 | CXB(CU)2 | 725 | 150 | 125 | 6.2 | 2.2 | 2.3 | 4.5 | 12 | 3 | 1.6 | 2.8 | 1.7 | 1.2 | 0.9 | 0.12 | 0.08 | 0.3 | 0.02 | 41.2 | 0.7 | 0.4 | 244.1 |
| 45-60 | CXB(CU)3 | 625 | 75 | 300 | 5.4 | 1.8 | 0.9 | 2.7 | 25 | 3 | 1.4 | 2.4 | 1.9 | 0.7 | 0.1 | 0.05 | 0.03 | 0.3 | 0.03 | 80.2 | 0.5 | 0.5 | 73.1 |
| 00-15 | LVC(PB)1 | 650 | 200 | 150 | 4.7 | 3.2 | 1.1 | 4.3 | 9 | 3 | 19.1 | 32.9 | 1.2 | 0.6 | 0.4 | 0.04 | 0.03 | 0.1 | 0.06 | 56.5 | 7.4 | 0.2 | 12.4 |
| 30-45 | LVC(PB)2 | 725 | 150 | 125 | 4.1 | 4 | 0.7 | 4.7 | 13 | 4 | 16.2 | 27.9 | 1.6 | 0.3 | 0.3 | 0.07 | 0.03 | 0.1 | 0.04 | 51.2 | 7.1 | 0.4 | 7.1 |
| 45-60 | LVC(PB)3 | 750 | 150 | 100 | 3.8 | 4.3 | 1 | 5.3 | 9 | 3 | 17.3 | 29.8 | 1.9 | 0.5 | 0.4 | 0.06 | 0.03 | 0.1 | 0.08 | 31.3 | 2.7 | 0.5 | 8.9 |
| 00-15 | GXC(PB)1 | 625 | 250 | 125 | 4.1 | 6.7 | 0.6 | 7.3 | 58 | 7 | 39.1 | 67.3 | 2.9 | 0.1 | 0.3 | 0.14 | 0.04 | 0.8 | 0.06 | 283.9 | 7.4 | 1.2 | 47.8 |
| 30-45 | GXC(PB)2 | 650 | 225 | 125 | 4 | 6.7 | 0.4 | 7.1 | 79 | 7 | 33.5 | 57.6 | 2.5 | 0.1 | 0.2 | 0.09 | 0.03 | 1.6 | 0.03 | 238.3 | 4.8 | 1 | 16.9 |
| 45-60 | GXC(PB)3 | 700 | 175 | 125 | 3.9 | 5.8 | 0.5 | 6.3 | 54 | 6 | 24.9 | 42.8 | 1.8 | 0.1 | 0.3 | 0.09 | 0.03 | 0.6 | 0.04 | 200.7 | 4.2 | 0.5 | 18.4 |
| 00-15 | CXC(PB)1 | 700 | 175 | 125 | 4.6 | 2.4 | 0.8 | 3.1 | 21 | 5 | 5.1 | 8.8 | 2.5 | 0.3 | 0.3 | 0.11 | 0.04 | 0.2 | 0.04 | 55.1 | 2.4 | 0.9 | 12.4 |
| 30-45 | CXC(PB)2 | 725 | 125 | 150 | 4.3 | 2.4 | 0.7 | 3.1 | 38 | 5 | 3.5 | 6 | 1.8 | 0.2 | 0.3 | 0.13 | 0.03 | 0.4 | 0.04 | 40.8 | 3.1 | 0.6 | 1 |
| 45-60 | CXC(PB)3 | 575 | 100 | 325 | 4.5 | 1.9 | 0.6 | 2.5 | 24 | 5 | 2.3 | 4 | 1.6 | 0.2 | 0.3 | 0.09 | 0.03 | 0.2 | 0.03 | 60.4 | 3.6 | 0.2 | 1 |

Tabela 4.4: Teores de Ni, Cu e Pb dos solos após contaminações.

| Amostra | Ni (ppm) | Pb (ppm) | Cu (ppm) | Amostra | Ni (ppm) | Pb (ppm) | Cu (ppm) | Amostra | Ni (ppm) | Pb (ppm) | Cu (ppm) |
|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| LVA(NI)1 | 408,71 | <0,001 | 0,9 | LVB(CU)1 | <0,001 | <0,001 | 8,2 | LVC(PB)1 | <0,001 | 2639,17 | 0,7 |
| LVA(NI)2 | 387,92 | <0,001 | 0,7 | LVB(CU)2 | <0,001 | <0,001 | 0,7 | LVC(PB)2 | <0,001 | 439,71 | 0,8 |
| LVA(NI)3 | 193,16 | <0,001 | 0,7 | LVB(CU)3 | <0,001 | <0,001 | 0,7 | LVC(PB)3 | <0,001 | 0 | 0,7 |
| soma | 989,79 | | | soma | | | 9,6 | soma | | 3078,88 | |
| GXA(NI)1 | 529,89 | <0,001 | 1,6 | GXB(CU)1 | <0,001 | <0,001 | 10 | GXC(PB)1 | <0,001 | 2801,62 | 1,9 |
| GXA(NI)2 | 418,75 | <0,001 | 1,4 | GXB(CU)2 | <0,001 | <0,001 | 1,8 | GXC(PB)2 | <0,001 | 798,52 | 1,6 |
| GXA(NI)3 | 162,96 | <0,001 | 1,3 | GXB(CU)3 | <0,001 | <0,001 | 0,5 | GXC(PB)3 | <0,001 | 69,01 | 1,3 |
| soma | 1111,6 | | | soma | | | 12,3 | soma | | 3669,15 | |
| CXA(NI)1 | 166,31 | <0,001 | 0,3 | CXB(CU)1 | <0,001 | <0,001 | 6,3 | CXC(PB)1 | <0,001 | 1297,31 | 0,7 |
| CXA(NI)2 | 223,51 | <0,001 | 0,3 | CXB(CU)2 | <0,001 | <0,001 | 0,8 | CXC(PB)2 | <0,001 | 1569,51 | 0,5 |
| CXA(NI)3 | 203,66 | <0,001 | 0,1 | CXB(CU)3 | <0,001 | <0,001 | 1,1 | CXC(PB)3 | <0,001 | 84,41 | 0,2 |
| soma | 593,48 | | | soma | | | 8,2 | soma | | 2951,23 | |

Com as demais propriedades dos solos pós-contaminação foram realizadas análises multivariadas: análise da componente principal (PCA - *Principal Component Analysis*) e análise discriminante (LDA - *Discriminant Analysis*). Na PCA (Figura 4.7), que sumarizou todos os dados físico-químicos dos solos, o eixo X (Principal Componente 1 - PC1) explicou 44,20% da variabilidade dos dados, enquanto o PC2 explicou 15,89%. As variáveis físico-químicas argila, silte, complexo sortivo, soma das bases e teor de Mg são as variáveis que se destacam no comportamento frente a contaminação nas colunas de Latossolo e Cambissolo. As demais variáveis são mais representativas no Gleissolo, o que possibilitou explicar a maior capacidade de reter contaminantes desse solo.

Para verificar as associações entre os atributos físico-químicos dos solos e os contaminantes foi realizada a análise discriminante - LDA (Figura 4.8). Essa análise permitiu classificar, com eficiência, os diferentes grupos de solos e contaminações. Os solos foram diferenciados entre si, inclusive com distinções em relação aos diferentes tipos de contaminação presentes nas colunas. O teste de Lambda de Wilks, em todas os grupos, apresentou um valor de $p < 0,01$, indicando a significância das distinções. O eixo 1 discriminou em 78,81% as variações físico-químicas dos solos contaminados, e permitiu distinguir o Latossolo dos demais solos, enquanto que o eixo 2 discriminou 14,80%, diferenciando o Gleissolo e o Cambissolo.

Para compreender quais as propriedades físicas, químicas e texturais influenciaram no mecanismo de absorção e transporte dos metais nos diferentes tipos de solo e horizontes, foi realizado o teste ANOVA para as propriedades analisadas nos solos pós-contaminação. O teste foi realizado a partir de dois cenários de comparação: i) comparação da variável de análise em diferentes tipos de solo que foram contaminados pela mesma solução (C1); ii) comparação da variável de análise de um único tipo de solo, mas que foram contaminados de formas distintas (C2). O resultado do teste ANOVA se encontra na Tabela 4.6.

Os testes estatísticos indicaram que as características dos solos que influenciaram no controle da contaminação, foram: matéria orgânica, acidez, carbono orgânico, CTC, soma das bases e teores de Al e Fe, ou seja, ao comparar essas propriedades nos diferentes tipos de solo que receberam o mesmo contaminante (C1), os valores de p foram menores que 0,05, o que permite concluir que essas variáveis apresentam diferenças estatísticas significativas entre o Latossolo, Cambissolo e Gleissolo após as contaminações. As propriedades texturais (areia, silte, argila e porosidade), saturação por alumínio, saturação por sódio e os teores de P, Ca, Mg, K, Na, B, Mn, Zn, não apresentam variações estatísticas significativas (valor de $p > 0,05$) entre os solos.

Ao comparar as colunas de mesmo tipo de solo, mas que receberam diferentes contaminantes (C2), com exceção dos teores de enxofre (S), as demais variáveis apresentaram o valor de p maior que 0,05, o que indica que não é possível concluir que existe variações estatísticas significativa, ou seja, os contaminantes se comportaram de forma semelhante nas diferentes colunas ao longo do experimento. O S apresentou uma diferença estatística significativa ($p < 0,05$) ao correlacionar as colunas contaminadas por CuSO_4 com as demais colunas que não receberam esse contaminante, esse comportamento está relacionado a composição do contaminante.

Matéria orgânica e carbono orgânico

Compreender a relação dos metais com a matéria orgânica (MO) e o carbono orgânico (CO) presente nos diferentes tipos de solos e horizontes pedológicos é importante para avaliar a biodisponibilidade desses contaminantes (Chan *et al.*, 2001). O termo matéria orgânica do solo é geralmente utilizado para representar os constituintes orgânicos desse meio, incluindo tecidos vegetais e animais, seus produtos de decomposição parcial e a biomassa do solo (Stevenson, 1994).

A matéria orgânica desempenha um papel vital no controle da mobilidade de metais nos solos, podendo diminuir as concentrações disponíveis dos contaminantes por processos de precipitação, adsorção ou complexação (Bernal *et al.*, 2007). A formação de complexos metálicos com sólidos orgânicos pode aumentar a partição de metais na fase sólida dos solos (Liu *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2017). A matéria orgânica pode ainda alterar a estrutura do solo, aumentando sua porosidade, capacidade de retenção de água e aeração, assim influenciando no transporte de contaminantes (Christensen & Johnston, 1997; Carmo *et al.*, 2010; Chan *et al.*, 2001; Blair *et al.*, 1995).

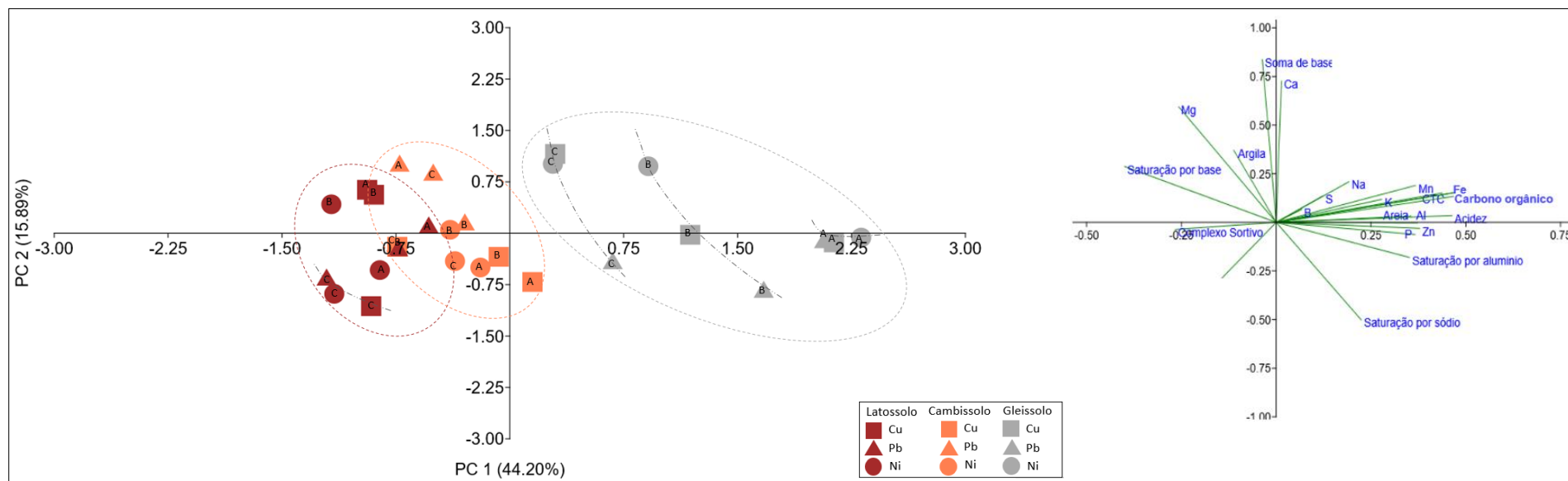


Figura 4.7: Análise estatística multivariada PCA dos dados de solos após contaminações e percolações.

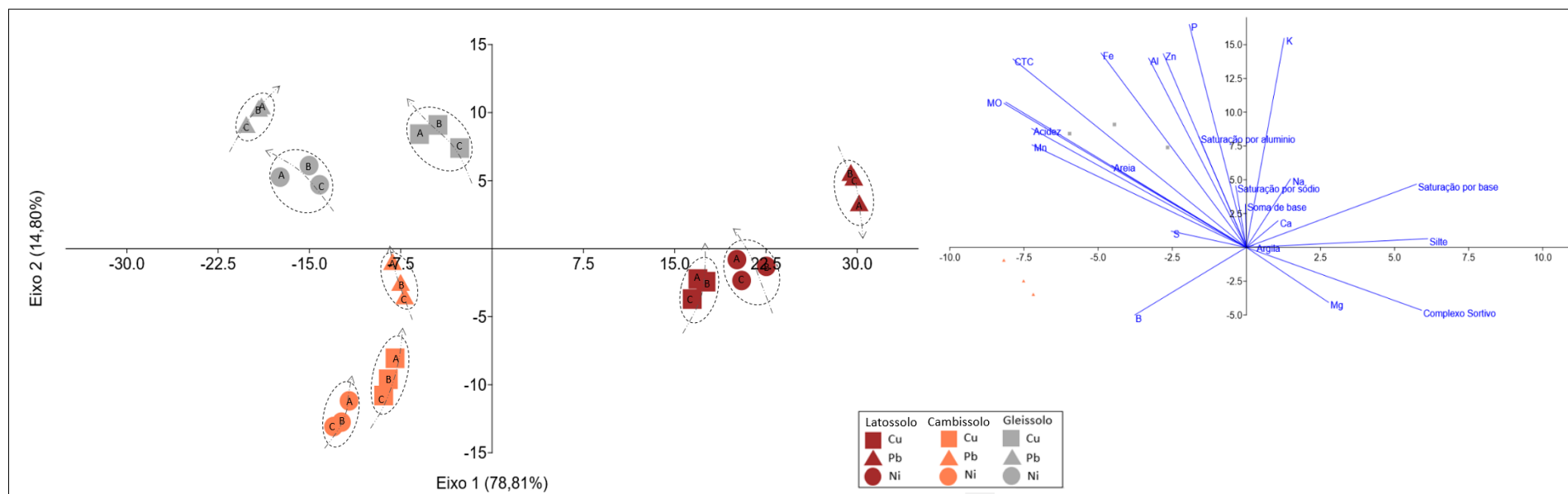


Figura 4.8: Análise estatística multivariada LDA dos dados de solos após contaminações e percolações.

Tabela 4.5: Valor de p do teste estatístico ANOVA gerados a partir dos dados físico-químicos dos solos após contaminações.

| | | Argila | Areia | Silte | Complexo Sortivo | Materia Orgânica | Acidez | COT | CTC | Soma de base | Saturação por Al | Saturação por Na | P | Ca | Mg | K | Na | Al | B | Fe | Mn | Zn | S | Porosidade |
|---|-------|--------|-------|-------|------------------|------------------|--------|-------|-------|--------------|------------------|------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------------|
| Colunas contaminadas por níquel - solos diferentes (C1) | LV-GX | 0,994 | 0,736 | 0,804 | 0,850 | 0,004 | 0,048 | 0,004 | 0,031 | 0,043 | 0,078 | 1,000 | 0,077 | 0,067 | 1,000 | 0,070 | 0,483 | 0,006 | 0,164 | 0,002 | 0,663 | 0,064 | 0,945 | 0,882 |
| | LV-CX | 0,811 | 0,736 | 0,453 | 0,475 | 0,009 | 0,049 | 0,009 | 0,011 | 0,005 | 0,809 | 0,930 | 1,000 | 1,000 | 0,819 | 0,322 | 1,000 | 0,707 | 0,268 | 0,999 | 0,077 | 0,637 | 0,765 | 0,550 |
| | GX-CX | 0,755 | 0,343 | 0,212 | 0,250 | 0,000 | 0,004 | 0,000 | 0,002 | 0,005 | 0,175 | 0,930 | 0,077 | 0,067 | 0,819 | 0,486 | 0,483 | 0,015 | 0,822 | 0,002 | 0,077 | 0,077 | 0,584 | 0,456 |
| Colunas contaminadas por cobre - solos diferentes (C1) | LV-GX | 0,736 | 0,716 | 1,000 | 0,341 | 0,047 | 0,048 | 0,047 | 0,024 | 0,047 | 0,226 | 0,269 | 0,129 | 0,264 | 0,995 | 0,085 | 0,457 | 0,010 | 0,822 | 0,000 | 0,069 | 0,081 | 1,000 | 0,456 |
| | LV-CX | 0,736 | 0,162 | 0,376 | 0,066 | 0,043 | 0,031 | 0,043 | 0,047 | 0,044 | 0,920 | 0,680 | 0,971 | 0,470 | 0,781 | 0,182 | 0,252 | 0,350 | 0,077 | 0,973 | 0,004 | 0,480 | 0,369 | 0,297 |
| | GX-CX | 0,343 | 0,059 | 0,500 | 0,053 | 0,003 | 0,015 | 0,003 | 0,008 | 0,049 | 0,364 | 0,680 | 0,174 | 0,874 | 0,832 | 0,183 | 0,869 | 0,042 | 0,072 | 0,000 | 0,002 | 0,077 | 0,368 | 0,766 |
| Colunas contaminadas por chumbo - solos diferentes (C1) | LV-GX | 0,587 | 0,269 | 1,000 | 0,825 | 0,013 | 0,001 | 0,012 | 0,003 | 0,008 | 0,111 | 0,321 | 0,153 | 0,074 | 0,090 | 0,073 | 0,679 | 0,029 | 0,369 | 0,000 | 0,983 | 0,159 | 0,081 | 0,074 |
| | LV-CX | 0,684 | 0,519 | 0,388 | 0,663 | 0,018 | 0,015 | 0,017 | 0,006 | 0,040 | 0,141 | 0,117 | 0,577 | 0,054 | 0,269 | 0,058 | 0,679 | 0,798 | 0,164 | 0,960 | 0,249 | 0,713 | 0,500 | 0,055 |
| | GX-CX | 0,984 | 0,063 | 0,388 | 0,081 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,002 | 0,082 | 0,116 | 0,530 | 0,269 | 0,679 | 0,981 | 1,000 | 0,044 | 0,814 | 0,000 | 0,309 | 0,424 | 0,077 | 0,655 |
| Colunas de latossolo - contaminantes diferentes (C2) | Ni-Cu | 0,957 | 0,973 | 0,943 | 0,509 | 0,293 | 0,817 | 0,293 | 0,121 | 0,063 | 0,333 | 0,054 | 0,876 | 0,155 | 0,951 | 0,515 | 0,679 | 0,679 | 0,825 | 0,507 | 0,822 | 0,643 | 0,000 | 0,766 |
| | Ni-Pb | 0,768 | 0,788 | 0,797 | 0,395 | 0,894 | 0,704 | 0,898 | 1,000 | 0,054 | 0,287 | 0,054 | 1,000 | 0,457 | 0,951 | 0,209 | 0,679 | 0,679 | 0,820 | 1,000 | 0,934 | 0,643 | 0,250 | 0,053 |
| | Cu-Pb | 0,907 | 0,897 | 0,943 | 0,092 | 0,491 | 0,977 | 0,497 | 0,383 | 0,570 | 0,991 | 1,000 | 0,876 | 0,664 | 1,000 | 0,731 | 0,269 | 0,269 | 0,825 | 1,000 | 0,966 | 0,820 | 0,000 | 0,011 |
| Colunas de gleissolo - contaminantes diferentes (C2) | Ni-Cu | 0,835 | 0,911 | 0,201 | 0,824 | 0,837 | 0,995 | 0,836 | 0,380 | 0,167 | 0,610 | 0,124 | 0,974 | 0,004 | 0,835 | 0,544 | 0,483 | 0,658 | 0,157 | 0,493 | 0,151 | 0,081 | 0,000 | 0,136 |
| | Ni-Pb | 0,917 | 0,977 | 0,242 | 0,081 | 0,978 | 0,995 | 0,978 | 1,000 | 0,872 | 0,282 | 0,975 | 0,959 | 0,007 | 0,980 | 0,941 | 0,483 | 0,184 | 0,643 | 0,822 | 0,898 | 0,479 | 0,947 | 0,766 |
| | Cu-Pb | 0,980 | 0,977 | 0,109 | 0,081 | 0,728 | 0,979 | 0,727 | 0,190 | 0,088 | 0,081 | 0,095 | 0,875 | 0,002 | 0,731 | 0,380 | 0,109 | 1,000 | 0,480 | 0,795 | 0,080 | 0,077 | 0,000 | 0,233 |
| Colunas de cambissolo - contaminantes diferentes (C2) | Ni-Cu | 0,657 | 0,323 | 0,960 | 0,067 | 0,996 | 0,743 | 0,997 | 0,180 | 0,061 | 0,055 | 0,899 | 0,710 | 0,010 | 0,452 | 0,809 | 0,183 | 0,188 | 0,480 | 1,000 | 0,077 | 1,000 | 0,023 | 0,655 |
| | Ni-Pb | 0,784 | 0,632 | 0,960 | 0,271 | 0,143 | 1,000 | 0,152 | 0,985 | 0,914 | 0,993 | 0,602 | 0,361 | 0,041 | 0,986 | 0,598 | 1,000 | 1,000 | 0,822 | 0,663 | 0,077 | 0,500 | 0,971 | 0,371 |
| | Cu-Pb | 0,972 | 0,809 | 1,000 | 0,503 | 0,159 | 0,743 | 0,166 | 0,222 | 0,057 | 0,175 | 0,895 | 0,785 | 0,016 | 0,378 | 0,925 | 0,183 | 0,637 | 0,110 | 1,000 | 0,081 | 0,658 | 0,018 | 0,180 |

O teor de carbono orgânico está intimamente relacionado ao conteúdo de matéria orgânica presente nos solos, uma vez que os valores de carbono orgânico encontrados nas amostras, representa a porção de carbono orgânico total presente na matéria orgânica (Loss *et al.*, 2010). Assim como a matéria orgânica, o carbono orgânico também apresenta diferenças estatisticamente significativas entre os solos analisados ($p < 0,05$), o que influencia no controle dos contaminantes. Ao analisar os teores de Ni, Cu e Pb nos solos das colunas contaminadas, percebe-se que a presença desses contaminantes é maior nos horizontes e solos que contêm teores mais elevados de matéria orgânica e carbono orgânico, ou seja, primeiros horizontes do Gleissolo e Latossolo (Figura 4.9), pois a biodisponibilidade de metais em solos contaminados são em grande parte controlada por reações de adsorção às superfícies minerais do solo e partículas coloidais de matéria orgânica, que têm uma grande área de superfície e muitas vezes são eletricamente carregados, sendo importantes superfícies adsorventes de metais (Bronick e Lal, 2003).

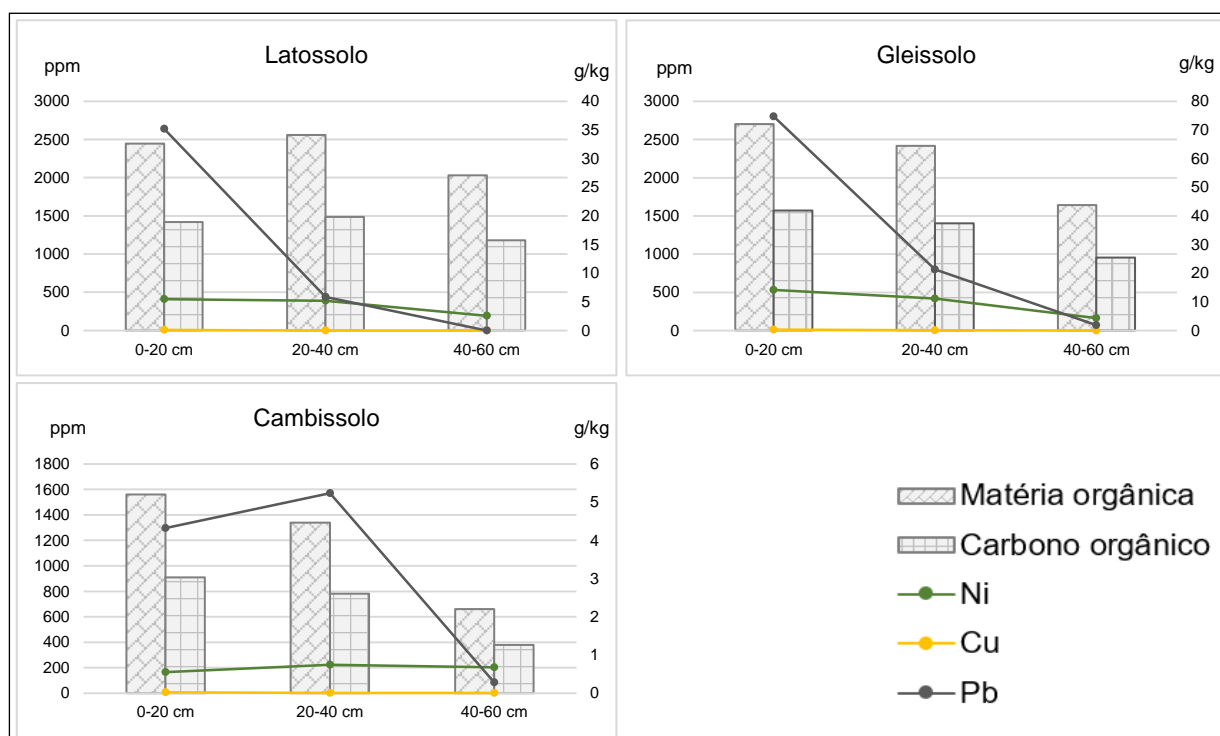


Figura 4.9: Gráficos de linha dos teores médios de matéria orgânica e carbono orgânico nas diferentes profundidades amostradas nas colunas de Latossolo, Cambissolo e Gleissolo.

CTC - Capacidade de troca Catiônica e pH

Os argilominerais apresentam estruturas que se assemelham a folhas microscópicas, normalmente com cargas negativas em suas faces devido a substituições isomórficas e ligações de suas estruturas químicas. Essas cargas negativas são equilibradas por cátions de trocas que aderem às superfícies dos grãos (Grim, 1968). A medida dessa capacidade é conhecida como capacidade de troca catiônica (CTC) e com o aumento dos valores de CTC, mais sítios de troca ficam

disponíveis para retenção dos metais (Lu e Xu, 2009). O pH é uma medida que indica a acidez ou alcalinidade do solo, esse parâmetro é determinado pela concentração de íons de hidrogênio (H^+) na solução do solo.

A CTC e os valores de pH são parâmetros que se correlacionam, uma vez que a adsorção de cátions pode ser vista como uma competição entre cátions e H^+ nas regiões de superfície, desta forma para solos de pH ácidos, a adsorção de cátions é mínima (Drever, 1997). Pois, a carga superficial negativa nas partículas de argila aumenta com o aumento do pH, provocando o aumento da repulsão entre partículas. Portanto controlar o pH é importante em solos com argilas dispersivas (Chorom *et al.*, 1994), já que essas partículas frequentemente floculam em valores de pH elevados, influenciando o controle de contaminantes (Haynes & Naidu, 1998, Bronick e Lal, 2005).

Os solos do cerrado são normalmente ácidos, como observado no Latossolo e Cambissolo utilizados no experimento de coluna - $pH < 4,0$ (Tabela 4.3), diferente do Gleissolo que apresenta valores de pH mais altos, e consequentemente valores maiores de CTC, o que permite que esse solo consiga adsorver mais os metais contaminantes, ao compará-lo com os outros dois solos analisados.

Ao avaliar o comportamento do pH e CTC em relação as diferentes profundidades amostradas (Figura 4.10), no Gleissolo os valores maiores dessas variáveis são encontrados nos horizontes mais superficiais e decrescem em profundidade, esse comportamento está diretamente associada a quantidade de matéria orgânica presente nesses solos próximo a superfície, uma vez que a CTC está frequentemente associada a agregados estáveis. Essa agregação é estimulada pela interação de pontes policatiônicas, que são controladas, principalmente, pelas argilas e matéria orgânica presentes no solo (Dimoyiannis *et al.*, 1998; Bronick & Lal, 2005).

No Latossolo, a CTC e o pH apresentam valores semelhantes nas três profundidades analisadas, o que permite concluir que, para esse tipo de solo, o controle da contaminação está vinculado a outras propriedades. O Cambissolo apresentou maior retenção dos metais nas regiões mais superficiais do perfil, uma vez que são nesses horizontes, que o solo está mais pedogeneizado e com a CTC mais elevada, o que explica os teores dos contaminantes mais elevados nessas profundidades (principalmente Pb e Ni). Os horizontes mais profundos desse solo apresentam maior grau de pedregosidade (fragmentos da rocha mãe), o que também influencia no comportamento dos contaminantes, pois gera menor retenção, devido aos espaços gerados entre os fragmentos. Dessa forma, é possível indicar que as variáveis CTC e pH são importantes no controle da absorção dos metais pelos diferentes tipos de solos, principalmente no Gleissolo.

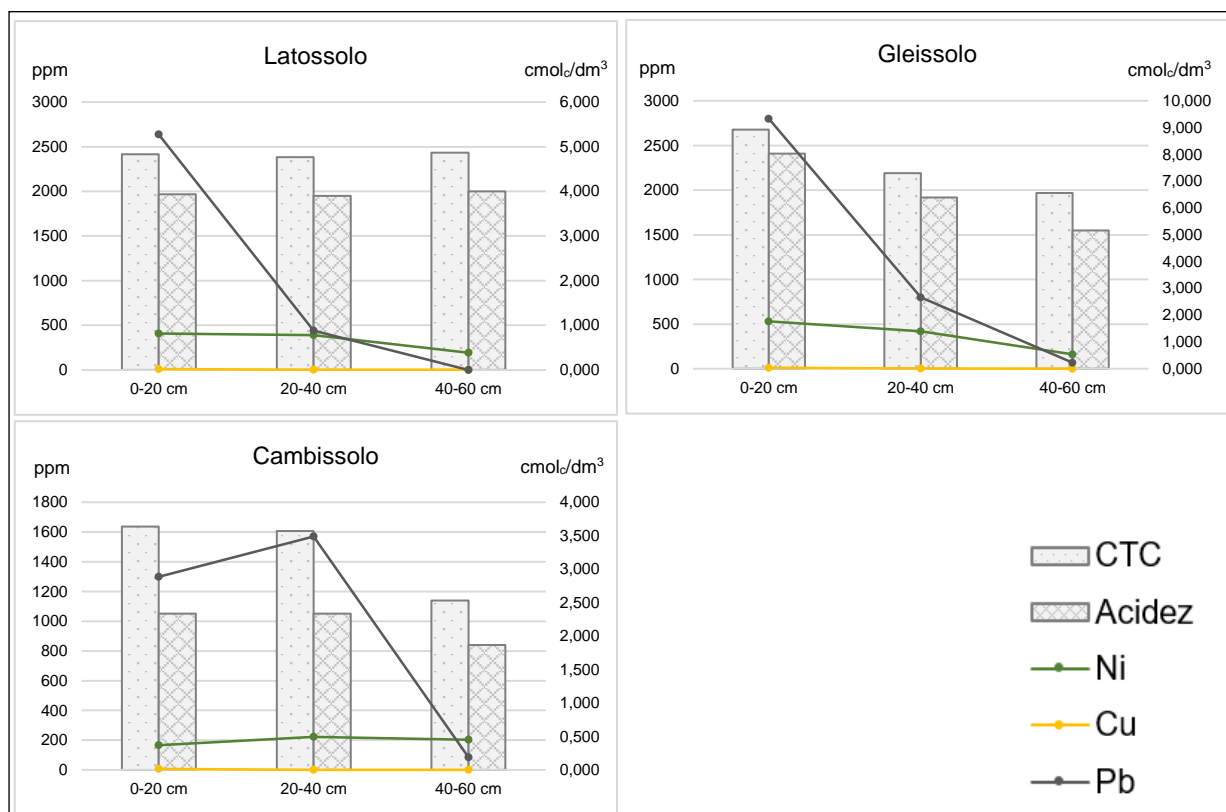


Figura 4.10: Gráficos de linha com os valores médios de CTC e acidez nas diferentes profundidades amostradas nas colunas de Latossolo, Cambissolo e Gleissolo.

Soma de base e teores de cálcio e alumínio

A soma de bases é um parâmetro químico que se refere ao total das concentrações dos cátions básicos presentes no solo, incluindo cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), potássio (K^{+}) e sódio (Na^{+}). Essa variável influencia o pH dos solos, a capacidade de troca de cátions (CTC), a estabilidade das estruturas, e consequentemente, a capacidade de adsorção de cargas contaminantes. Os cátions básicos podem competir com os contaminantes pelos sítios de adsorção no solo, além disso, a soma de bases pode melhorar a estrutura do solo, favorecendo a formação de agregados estáveis (Bronick e Lal, 2003).

Ao comparar os teores de Mg, K e Na isoladamente, não é possível concluir que há uma diferença estatística significativa entre os solos analisados ($p > 0,05$). Mas, ao analisar os valores da soma de bases há uma diferença entre os solos ($p < 0,05$), que pode estar relacionada ao comportamento do Ca, pois ao comparar os teores desse elemento nas colunas de Cambissolo e Gleissolo, que tiveram contaminações diferentes, é possível indicar, a partir do teste ANOVA, que existem diferenças significativas entre as colunas, ou seja, os contaminantes foram influenciados de formas distintas pelo cálcio.

Entre os cátions anteriormente mencionados o cálcio é o mais eficiente na melhoria da

estrutura do solo (Zhang & Norton, 2002), além disso esse elemento pode inibir a dispersão da argila, controlando a desagregação dos agregados ao substituir o Na^+ e o Mg^{2+} nos argilominerais, contribuindo assim para a estabilidade dos agregados (Armstrong & Tanton, 1992). O cálcio também eleva a força iônica da solução do solo e, conseqüentemente, altera a capacidade de adsorção dos contaminantes (Pierangeli *et al.*, 2003).

No Cambissolo o valor médio da soma das bases decai com a profundidade, diferente do Gleissolo, em que essa variável aumenta com o valor da profundidade (Figura 4.11). No Latossolo a soma de base apresenta valores próximos nas três profundidades amostradas. A concentração média do cálcio nas colunas de Latossolo e Cambissolo decai em profundidade, no Gleissolo o teor desse elemento apresenta um leve aumento nas amostras coletadas em profundidades maiores (Figura 4.11).

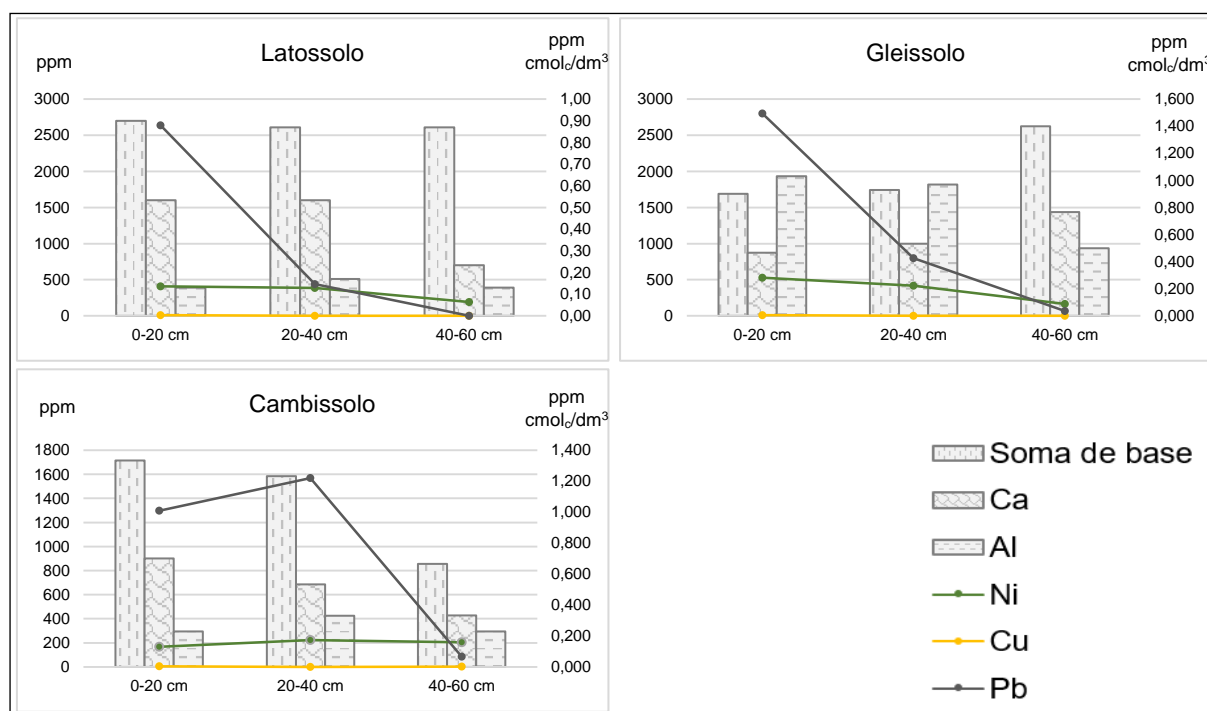


Figura 4.11: Gráficos de linha com os valores médios da soma de base e teores médios de Ca e Al nas diferentes profundidades amostradas nas colunas de Latossolo, Cambissolo e Gleissolo.

Os teores de Al nas colunas de Latossolos e Cambissolos os teores de alumínio apresenta um leve aumento nas amostras coletadas entre 20-40 cm, indicando que esse elemento pode ser uma das variáveis que contribui na adsorção dos contaminantes no Cambissolo. Os valores mais elevados de Al nas colunas de cambissolo na profundidade entre 20-40 cm se correlacionam com os valores de pH nessas profundidades (pH mais ácidos entre 20-40 cm nos Cambissolo), podendo nessas condições os aluminossilicatos se desestabilizarem, liberando o Al de suas estruturas, que deslocam os cátions básicos dos sítios de troca (Bitencourt *et al.*, 2015).

Os cátions de alumínio melhoram a estrutura do solo através da ligação catiônica e da formação de compostos organometálicos (Amezketá, 1999). A solubilidade e a mobilidade desses cátions dependem do pH, sendo maior em pH mais baixo (Bronick & Lal, 2005), além disso agregados contendo Al^{3+} e Fe^{3+} e argilas de alta CTC tendem a aumentar a incorporação de matéria orgânica do solo, melhorando o controle da contaminação, uma vez que óxidos e hidróxidos de Al^{3+} interagem com argilas e matéria orgânica para melhorar a estabilidade dos agregados (Molina *et al.*, 2001).

Ferro

Assim como o alumínio, o ferro influencia na formação e estabilização dos agregados, principalmente em solos mais ácidos com baixo teor de matéria orgânica, como os latossolos (Oades & Waters, 1991). Em solos ricos em matéria orgânica, o Fe se junta a esse componente e forma agregados estáveis, como nos gleissolos (Barral *et al.*, 1998). Partículas de granulação grossa são formadas a partir de óxidos de Fe, aumentando a resistência à tração dos agregados em latossolos e melhorando a estabilidade dos agregados em outros solos (Barral *et al.*, 1998; Bronick & Lal, 2005).

Com a experimentação de colunas, evidenciou-se que o Gleissolo apresentou teores altos de Fe mostrando uma redução desse elemento com o aumento da profundidade, o mesmo ocorre nas colunas de Latossolo (Figura 4.12). De forma distinta, o Cambissolo apresentou teores mais baixos, entretanto as concentrações mais elevadas se encontraram nas amostras coletadas entre 40-60cm, o que pode estar relacionado as características químicas do seu material parental, pois essa profundidade foi caracterizada como um saprolito, com alta pedregocidade da rocha mãe (ardósias). No Latossolo e no Gleissolo fica evidente que o conteúdo de Fe é significativo no controle dos contaminantes, uma vez que há uma relação direta entre os teores de Fe, Ni, Cu e Pb.

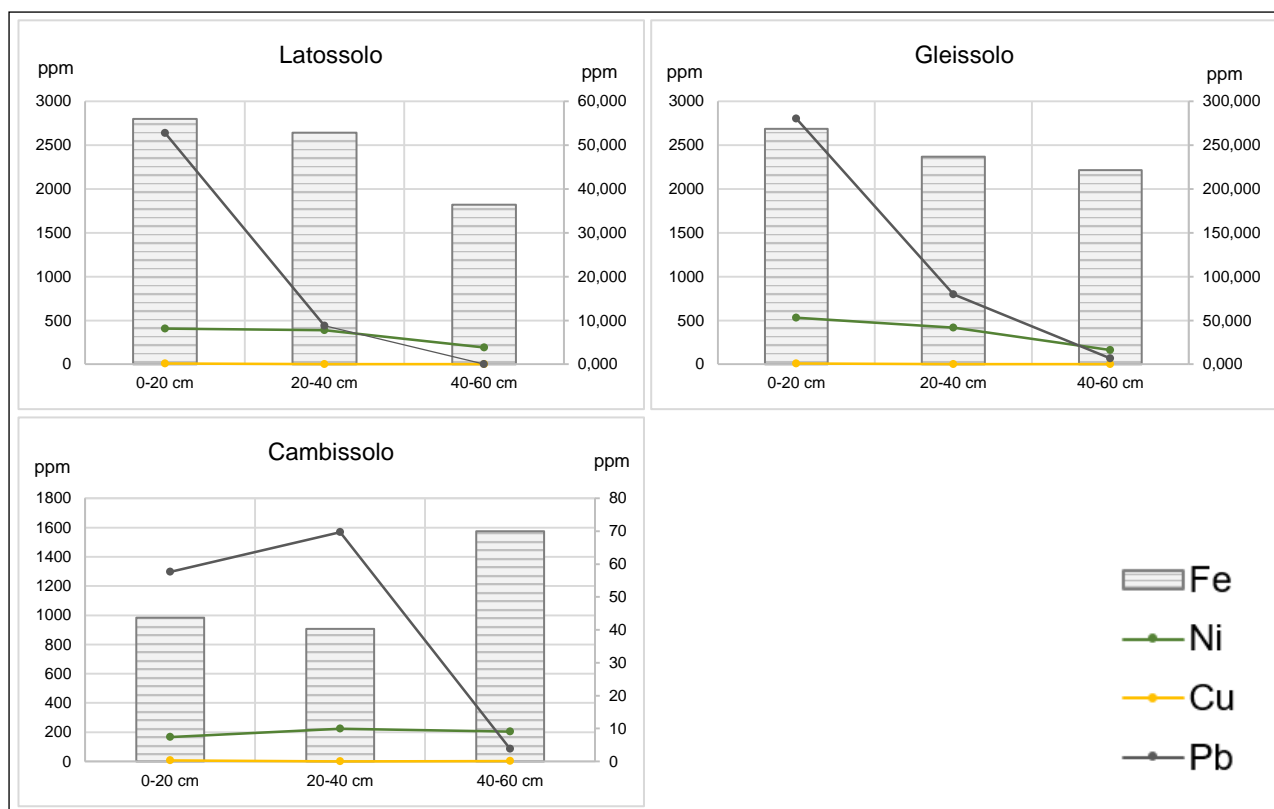


Figura 4.12: Gráficos de linha com os valores médios da soma de base e teores médios de Ca e Al nas diferentes profundidades amostradas nas colunas de Latossolo, Cambissolo e Gleissolo.

4.3.3. Caracterização dos percolados das colunas de solo

A percolação das colunas de solos, após as contaminações, ocorreu durante 12 meses, sendo que a adição de água nas colunas foi realizada de acordo com a distribuição climática de pluviosidade do Distrito Federal, respeitando os períodos chuvosos e secos. A cada percolação era adicionado um total de 50 ml de água. Foram realizadas análises químicas de 10 conjuntos de amostras de percolados. Com o intuito de compreender se os percolados das colunas contaminadas tiveram comportamentos distintos em cada solo analisado foram realizados testes comparativos ANOVA dos teores de Ni, Cu e Pb nas diferentes colunas (Tabela 4.6).

Os teores de Ni, nas amostras de Cambissolo, Latossolo e Gleissolo contaminados por NiCl_2 apresentaram diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$), excetuando-se o caso em que os teores comparados eram entre o Latossolo e o Gleissolo. O mesmo ocorreu para os teores de Cu dos solos contaminados por CuSO_4 , e dos teores de Pb nos solos contaminados por PbCl_2 (Tabela 4.7). O que corrobora o observado nas análises químicas dos solos, ou seja, cada tipo de solo apresenta comportamento diferente frente a um evento de contaminação.

Ao realizar a comparação dos percolados de um mesmo tipo de solo, que tiveram contaminações diferentes, evidenciou-se que ao comparar os teores de Ni, Cu e Pb, o teste ANOVA apresentava valores p significativos ($p < 0,05$). Por exemplo, nas colunas de Latossolo

que receberam a solução de NiCl_2 , ao comparar o Ni com o Pb e Cu, evidenciou-se diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$), entretanto ao comparar os teores Pb e o Cu não é possível indicar que exista uma diferença ($p > 0,05$). O mesmo é evidenciado nos demais solos e formas de contaminações analisados (Tabela 4.6).

Tabela 4.6: Valores de p do teste estatístico ANOVA gerados a partir dos dados físico-químicos dos percolados após contaminações.

| Teores de Pb (Colunas contaminadas por PbCl_2) | | Teores de Ni (Colunas contaminadas por NiCl_2) | | Teores de Cu (Colunas contaminadas por CuSO_4) | |
|--|----------------|--|----------------|--|-----------------|
| LV-GX | 0,6593 | LV-GX | 0,7623 | LV-GX | 0,06023 |
| GX-CX | 0,03915 | GX-CX | 0,04063 | GX-CX | 0,03829 |
| CX-LV | 0,01725 | CX-LV | 0,02293 | CX-LV | 0,001918 |

| Latossolo | | | |
|-----------|------------------|------------------|------------------|
| | Ni-Cu | Ni-Pb | Cu-Pb |
| LV-Ni | 0,0006674 | 0,000759 | 0,9987 |
| LV-Cu | 0,0002724 | 0,9962 | 0,0002182 |
| LV-Pb | 1,0 | 0,0000206 | 0,0000204 |

| Cambissolo | | | |
|------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | Ni-Cu | Ni-Pb | Cu-Pb |
| CX-Ni | 0,00001453 | 0,00001459 | 1,0 |
| CX-Cu | 0,00005129 | 0,9997 | 0,00002934 |
| CX-Pb | 1,0 | 0,0002799 | 0,0002791 |

| Gleissolo | | | |
|-----------|------------------|------------------|------------------|
| | Ni-Cu | Ni-Pb | Cu-Pb |
| GX-Ni | 0,0006361 | 0,0006409 | 1,0 |
| GX-Cu | 0,0007365 | 0,9992 | 0,0006656 |
| GX-Pb | 1,0 | 0,002114 | 0,002099 |

Pela soma dos teores dos contaminantes nos percolados das diferentes colunas de solos (Tabela 4.7), o metal que apresentou teores mais elevados foi o Ni, seguido do Cu e Pb ($\text{Ni} > \text{Cu} > \text{Pb}$). Além disso, os percolados das colunas de Cambissolo foram os que apresentaram teores mais significativos dos contaminantes, seguido dos percolados das colunas de Gleissolo e do Latossolo ($\text{CX} > \text{GX} > \text{LV}$). Ao comparar esses resultados com os teores encontrados nos solos por contaminação (nos solos: $\text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cu}$; $\text{GX} > \text{LV} > \text{CX}$) percebe-se que o Gleissolo é o solo mais sensível, ou seja, apresenta uma alta capacidade de adsorção dos contaminantes, e também possibilita o transporte desses contaminantes para os percolados, por serem muitas vezes saturados em água e muito mineralizados (Santos *et al.*, 2018). O Cambissolo é o solo menos desenvolvido, apresentou baixa capacidade de adsorção e, portanto, os percolados das colunas desses solos apresentam altos teores de Ni, Cu e Pb. Já o Latossolo apresentou-se como um bom filtro natural, uma vez que esse solo consegue adsorver os contaminantes e os percolados apresentaram teores relativamente baixo dos contaminantes.

Ao analisar os teores dos percolados das diferentes amostras coletadas ao longo do período da experimentação (Figura 4.13), percebe-se que os valores dos metais contaminantes ficam mais

significativos a partir da quarta amostragem. Também é evidente um “pico de contaminação” seguido de um decréscimo dos teores de Ni, Cu e Pb, esse comportamento indica que nas primeiras amostras dos percolados apesar dos contaminantes já estarem em contato com solo, esses ainda tinham capacidade de reter a carga contaminante. Entretanto, com o acréscimo da água de percolação, houve um aumento da mobilidade das soluções contaminantes e da saturação dos solos, o que diminuiu a retenção dos metais que foram também encontrados nos percolados. Ou seja, apesar dos solos terem capacidade de adsorção dos metais, essa capacidade está diretamente relacionada as propriedades e saturação dos solos e também da concentração e quantidade de contaminação ocorrida em um certo período de tempo.

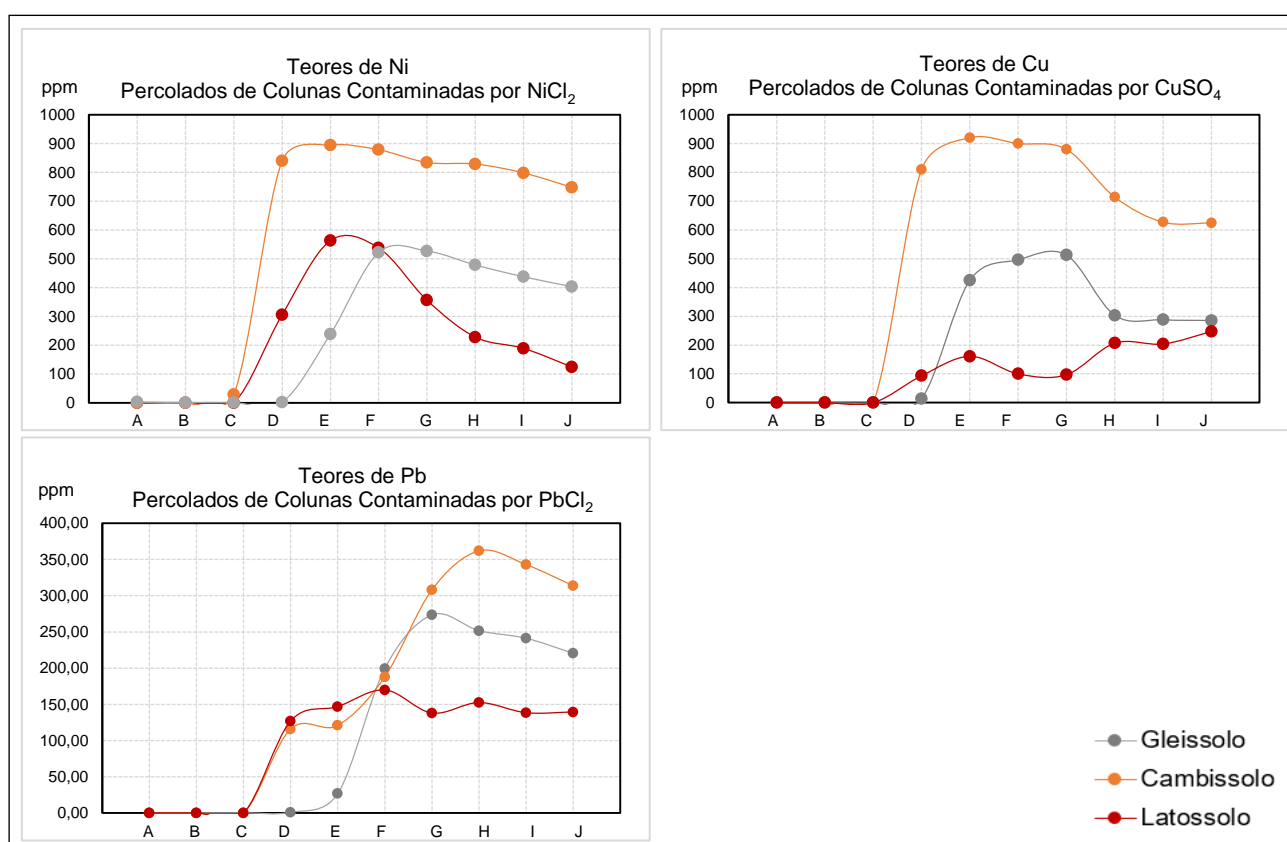


Figura 4.13: Comportamento dos teores de Ni, Cu e Pb dos percolados ao longo do período de percolação. A-02/2022. B-03/2022. C-04/2022. D- 05/2022. E-06/2022. F-08/2022. G-10/2022. H-11/2022. I-12/2022. J-01/2023.

Tabela 4.7: Teores de Ni, Cu e Pb dos percolados após contaminações.

| | Ni | Cu | Pb | | Ni | Cu | Pb | | Ni | Cu | Pb |
|----------|---------|--------|--------|----------|-------|---------|--------|----------|-------|--------|---------|
| LV-Ni A | 0,00 | <ld | 1,5154 | LV -Cu A | <ld | 0,00 | <ld | LV -Pb A | 0,075 | <ld | 0,10 |
| LV -Ni B | 0,00 | <ld | 1,7974 | LV -Cu B | <ld | 0,00 | <ld | LV -Pb B | <ld | <ld | 0,10 |
| LV -Ni C | 0,00 | <ld | 1,7703 | LV -Cu C | <ld | 0,00 | <ld | LV -Pb C | <ld | <ld | 0,10 |
| LV -Ni D | 305,51 | 0,0032 | 2,6724 | LV -Cu D | 2,17 | 93,33 | 0,0032 | LV -Pb D | 0,082 | 0,0016 | 127,00 |
| LV -Ni E | 562,86 | 0,0324 | 4,7754 | LV -Cu E | 11,16 | 160,91 | 0,0000 | LV -Pb E | 0,201 | 0,0004 | 147,00 |
| LV -Ni F | 537,34 | 0,0346 | 2,8835 | LV -Cu F | 3,67 | 100,00 | 0,0002 | LV -Pb F | 0,053 | 0,0019 | 170,00 |
| LV -Ni G | 355,84 | 0,0118 | 3,1567 | LV -Cu G | 1,97 | 97,00 | 0,0011 | LV -Pb G | 0,022 | 0,0005 | 138,00 |
| LV -Ni H | 227,87 | 0,0023 | 3,9120 | LV -Cu H | 0,75 | 206,73 | 0,0017 | LV -Pb H | 0,120 | 0,0006 | 152,50 |
| LV -Ni I | 188,81 | 0,0009 | 2,3636 | LV -Cu I | 0,08 | 203,87 | 0,0006 | LV -Pb I | 0,062 | 0,0031 | 138,50 |
| LV -Ni J | 124,22 | 0,0004 | 1,7488 | LV -Cu J | 0,05 | 246,77 | 0,0025 | LV -Pb J | 0,057 | 0,0019 | 139,50 |
| | 2302,46 | | | | | 1108,61 | | | | | 1012,80 |
| CX-Ni A | 0,02 | <ld | <ld | CX -Cu A | <ld | 0,00 | <ld | CX -Pb A | 0,086 | <ld | 0,00 |
| CX -Ni B | 0,02 | <ld | <ld | CX -Cu B | <ld | 0,00 | 0,0148 | CX -Pb B | <ld | <ld | 0,00 |
| CX -Ni C | 28,77 | <ld | 0,1567 | CX -Cu C | <ld | 0,00 | <ld | CX -Pb C | 0,021 | <ld | 0,00 |
| CX -Ni D | 839,74 | 0,0022 | 0,2649 | CX -Cu D | 1,53 | 810,00 | 0,0008 | CX -Pb D | 0,091 | 0,0014 | 116,00 |
| CX -Ni E | 894,89 | 0,0050 | 0,6931 | CX -Cu E | 8,69 | 920,00 | 0,0003 | CX -Pb E | 0,190 | 0,0136 | 121,00 |
| CX -Ni F | 878,46 | 0,0025 | 0,2994 | CX -Cu F | 0,36 | 900,00 | 0,0001 | CX -Pb F | 0,013 | 0,0339 | 188,00 |
| CX -Ni G | 834,10 | 0,0027 | 0,2088 | CX -Cu G | 0,42 | 880,00 | 0,0000 | CX -Pb G | 0,012 | 0,0031 | 308,00 |
| CX -Ni H | 829,02 | 0,0072 | 0,0179 | CX -Cu H | 9,39 | 714,00 | 0,0010 | CX -Pb H | 0,057 | 0,0000 | 362,00 |
| CX -Ni I | 797,93 | 0,0007 | 0,0029 | CX -Cu I | 4,01 | 627,00 | 0,0008 | CX -Pb I | 0,004 | 0,0046 | 343,00 |
| CX -Ni J | 748,09 | 0,0012 | 0,0003 | CX -Cu J | 0,10 | 624,00 | 0,0001 | CX -Pb J | 0,013 | 0,0026 | 314,00 |
| | 5822,23 | | | | | 5475,00 | | | | | 1752,00 |
| GX-Ni A | 2,60 | <ld | 0,0482 | GX -Cu A | 0,05 | 0,00 | <ld | GX -Pb A | 0,547 | <ld | 0,00 |
| GX -Ni B | 0,59 | <ld | 0,3676 | GX -Cu B | 0,02 | 0,00 | 0,2476 | GX -Pb B | 0,033 | 0,0125 | 0,13 |
| GX -Ni C | 0,18 | <ld | 0,0253 | GX -Cu C | <ld | 0,00 | <ld | GX -Pb C | <ld | <ld | 0,25 |
| GX -Ni D | 1,49 | 0,0009 | 0,0018 | GX -Cu D | 0,02 | 14,30 | 0,0016 | GX -Pb D | 0,008 | 0,0005 | 0,98 |
| GX -Ni E | 238,08 | 0,0008 | 0,1074 | GX -Cu E | 0,47 | 424,73 | 0,0028 | GX -Pb E | 0,000 | 0,0006 | 26,83 |
| GX -Ni F | 522,02 | 0,0042 | 0,5739 | GX -Cu F | 2,68 | 496,23 | 0,0006 | GX -Pb F | 0,063 | 0,0006 | 199,57 |
| GX -Ni G | 526,85 | 0,0050 | 0,4951 | GX -Cu G | 3,20 | 512,67 | 0,0023 | GX -Pb G | 0,116 | 0,0014 | 273,53 |
| GX -Ni H | 478,38 | 0,0051 | 0,0823 | GX -Cu H | 0,47 | 303,40 | 0,0013 | GX -Pb H | 0,117 | 0,0014 | 251,80 |
| GX -Ni I | 437,29 | 0,0002 | 0,0223 | GX -Cu I | 14,35 | 287,95 | 0,0026 | GX -Pb I | 0,004 | 0,0025 | 241,27 |
| GX -Ni J | 403,08 | 0,0018 | 0,0174 | GX -Cu J | 0,06 | 285,42 | 0,0032 | GX -Pb J | 0,013 | 0,0008 | 220,59 |
| | 2607,20 | | | | | 2324,70 | | | | | 1214,95 |

Assim como nos dados físico-químicos dos solos, os dados químicos dos percolados foram submetidos a análises estatísticas multiparamétricas (PCA). Nas análises PCA das colunas em que foram contaminadas por CuSO_4 (Figura 4.14) a soma das duas principais componentes explica cerca de 86% da variância dos dados (CP1: 54,67% e CP2: 31,57%), nas contaminadas por NiCl_2 (Figura 4.15) as duas principais componentes explica 80,26% (CP1: 64,48% e CP2:15,78%) e nas contaminadas por PbCl_2 (Figura 4.16) explica 78,47% (CP1: 58,32% e CP2:30,15%).

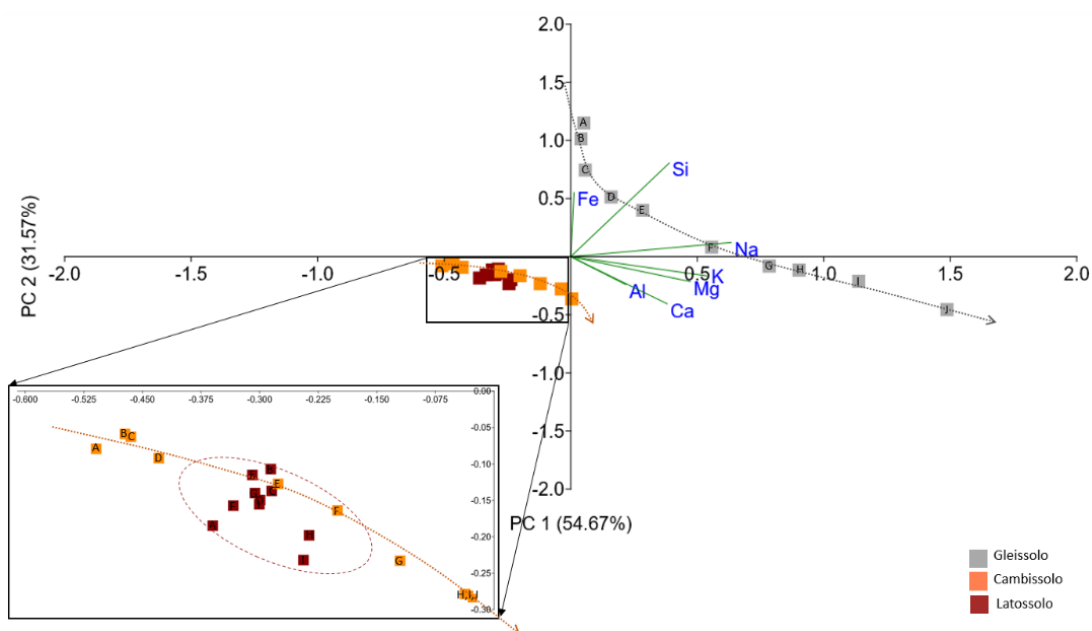


Figura 4.14: PCA das variáveis físico-químicas dos percolados das colunas contaminadas por CuSO_4 .

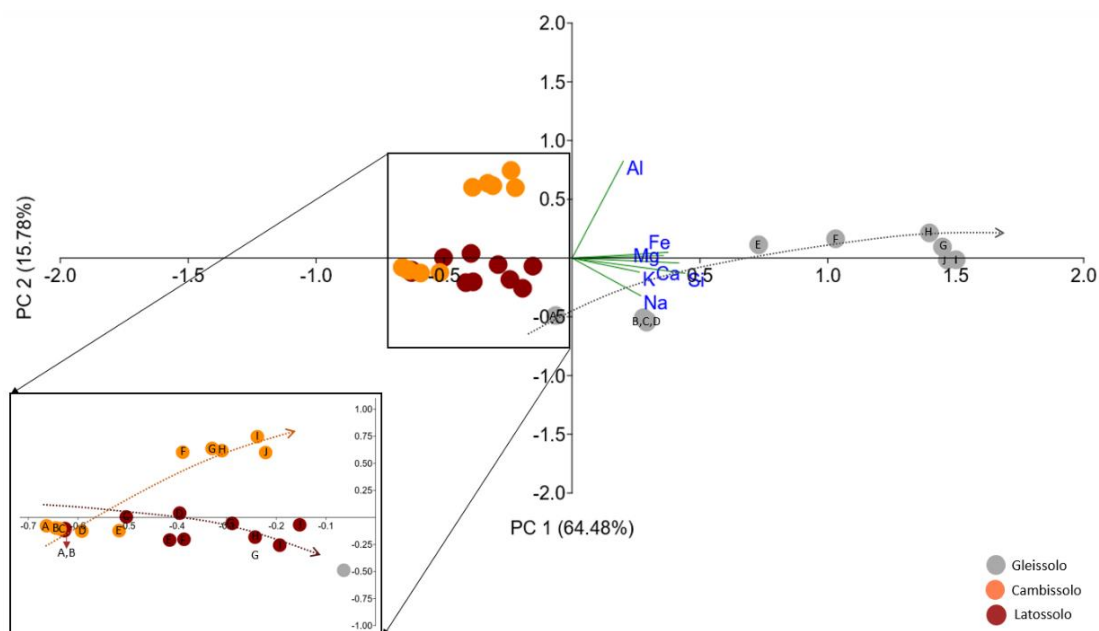


Figura 4.15: PCA das variáveis físico-químicas dos percolados das colunas contaminadas por PbCl_2 .

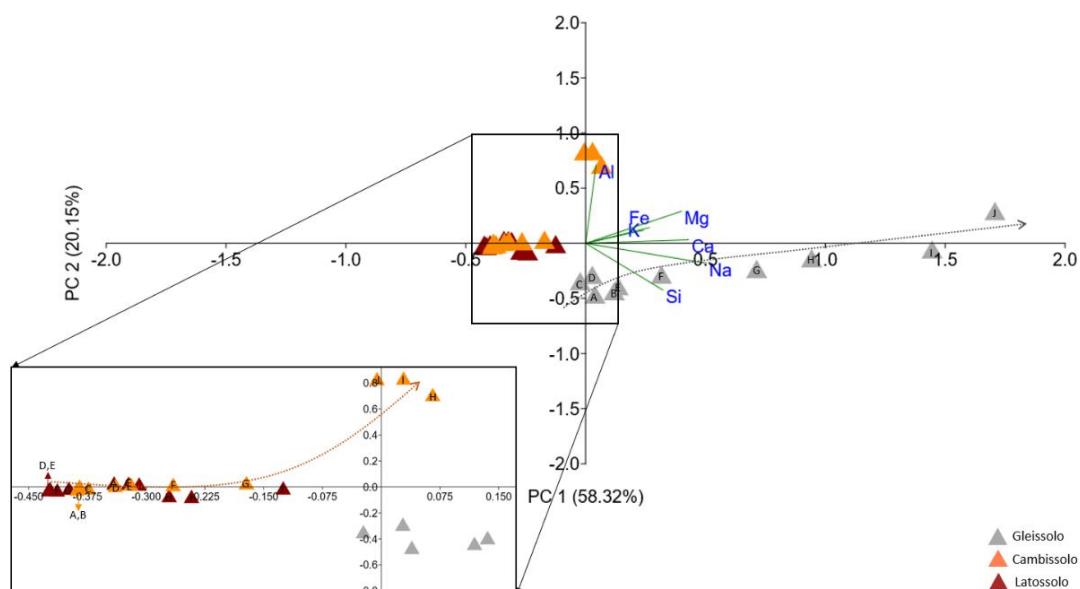


Figura 4.16: PCA das variáveis físico-químicas dos percolados das colunas contaminadas por NiCl_2 .

4.4. Conclusões

Foram realizadas percolações em colunas de Gleissolo, Latossolo e Cambissolo contaminadas por Ni, Cu e Pb, esses três tipos de solos foram escolhidos devido a suas características distintas e também boa representatividade em todo o Brasil. Com os dados gerados pelo experimento foi possível concluir:

- Cada solo apresentou um comportamento característico em relação às cargas contaminantes, esse desempenho está relacionado aos fatores físico-químicos e composicionais de cada solo, principalmente: capacidade de troca iônica por parte da mineralogia, quantidade de carbono e matéria orgânica, acidez, conteúdo de óxidos e hidróxidos de Fe, soma de bases e conteúdo de Ca e Fe.
- As estruturas dos solos, principalmente a microporosidade nos Latossolo e Gleissolo, evidenciam capacidade de retenção dos contaminantes.
- Nos percolados o metal que apresentou teores mais elevados foi o Ni, seguido do Cu e Pb ($\text{Ni} > \text{Cu} > \text{Pb}$). Nos solos pós-contaminação e após a conclusão do experimento de percolação as concentrações indicaram maior concentração de Pb, seguida do Ni e do Cu ($\text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cu}$), o que indica a ordem de retenção dos diferentes metais.
- Os percolados das colunas de Cambissolo foram os que apresentaram teores mais significativos dos contaminantes, seguido dos percolados das colunas de Gleissolo e do Latossolo ($\text{CX} > \text{GX} > \text{LV}$), o que indica que o Latossolo e o Gleissolo apresentam boa capacidade de retenção e o Cambissolo apresenta baixa capacidade de fixação dos metais contaminantes.
- Considerando a soma dos metais utilizados nos experimentos, o Gleissolo foi a classe que

mais reteve os contaminantes, seguido do Latossolo e do Cambissolo (GX > LV > CX).

- O Gleissolo é o solo mais sensível, ou seja, apresenta uma alta capacidade de adsorção dos contaminantes, e também possibilita o transporte desses contaminantes para os percolados, por serem muitas vezes saturados e muito mineralizados. A sua alta capacidade de adsorção de metais está relacionada, principalmente, a sua mineralogia e maior conteúdo de matéria orgânica.
- O Cambissolo apresentou baixa capacidade de adsorção, o que está relacionado ao seu baixo grau de desenvolvimento pedogenético e ausência de matéria orgânica. No experimento foi utilizado o Cambissolo Háplico, caso fosse construída uma coluna com Cambissolo Hístico ou Húmico o comportamento seria contrastante, resultando em maior capacidade de retenção.
- O Latossolo apresentou-se como um bom filtro de cargas de contaminação por metais, uma vez que esse solo possibilita a adsorção dos contaminantes, devido principalmente ao pH, a presença de argilominerais 2:1, ao conteúdo de ferro, além de serem solos estruturados (grânulos e grumos), com alto grau de desenvolvimento pedogenético e normalmente espessos.
- As análises multivariadas, dos percolados e dos solos, permitiram uma interpretação global do comportamento dos diferentes tipos de solos contaminados.

As análises realizadas a partir do experimento em colunas permitiram melhor compreensão dos solos tropicais frente a um evento de contaminação por metais pesados. Os impactos negativos das contaminações sobre o solo e águas subterrâneas estão condicionados às características do solo e dos contaminantes, mas também ao uso e ocupação e às condições climáticas locais. Dessa forma sugere e incentiva-se a realização de mais estudos que visam melhorias desses métodos, analisando as especificidades de cada área estudada, como Gleissolo Melânico, Cambissolo Húmico, Argissolo Eutrófico e outros de ocorrência comum em regiões de climas tropicais.

4.5. Referências

- AGOURAKIS, D.C., CAMARGO I.M.C., COTRIM, M.B., FLUES, M. (2006) Comportamento de zinco e manganês de pilhas alcalinas em uma coluna de solo. *Quím. Nova*, v. 29, n. 5, p. 960-964.
- ARMSTRONG, A. SB.; TANTON, T.W. (1992) Gypsum applications to aggregated saline-sodic clay topsoils. *Journal of Soil Science, Oxford*, v.43, p.249-60.
- AMEZKETA, E. (1999) Soil aggregate stability: a review. *Journal of Sustainable Agriculture*, 14 (2/3), p.83-149.
- BARRAL, M. T.; ARIAS, M.; GNÉRIF, J. (1998) Effects of iron and organic matter on the porosity and structural stability of soil aggregates. *Soil and Tillage Research, Amsterdam*, v. 46, p. 261-272.
- BANWART, S. A., NIKOLAIDIS, N. P., ZHU, Y.-G., PEACOCK, C. L., & SPARKS, D. L. (2019). Soil Functions: Connecting Earth's Critical Zone. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 47(1), 333-359. <https://doi.org/10.1146/annurev-earth-0630>.
- BERNAL M.P. CLEMENTE R., WALKER D.J. (2007). The role of organic amendments in the bioremediation of heavy metal-polluted soils. R.W. Gore (Ed.). *Environmental Research at the*

- Leading Edge, Nova Science Publishers Inc, New York, pp.1-57.
- BITENCOURT, D.G.B.; PINTO, L.F.S.; PAULETTO, E.A.; SILVA, M.T.; GARCIA, G.F. (2015) Geração de Drenagem Ácida e de Contaminação por Metais Pesados em Perfis de Solos Construídos em Área de Mineração de Carvão. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* (Online), v.39, p.1821-1834.
- BLAIR, G., LEFROY, R., LISLE, L., (1995). Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Aust. J. Agric. Res.* 46, 1459–1466
- BRONICK, C.J.; LAL, R. (2005) Soil structure and management: a review. *Geoderma*, v. 124, n. 1-2, p. 3-22.
- CHAN, K. Y.; BOWMAN, A.; OATES, A. (2001) Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in an paleustalf under different pasture leys. *Soil Science*, Baltimore, v. 166, n. 1, p. 61-67.
- CARMO, A.I.; ANTONINO, A.C.D.; NETTO, A.M. & CORREA, M.M. (2010) Caracterização hidrodispersiva de dois solos da região irrigada do Vale do São Francisco. *R. Bras. Eng. Agric. Amb.*, 14:698-704.
- CROROM, M.; RENGASAMY, P.; MURRAY R.S. (1994) Clay dispersion as influenced by pH and net particle charge of sodic soils. *Australian Journal of Soil Research*, v. 32, n.6, p. 1243-1252.
- CHRISTENSEN, B.T., AND A.E. JOHNSTON. (1997). Soil organic matter and soil quality—lessons learned from long-term experiments at Askov and Rothamsted. p.399-430. *In* E.G. Gregorich and M.R. Carter (ed.) *Soil quality for crop production and ecosystem health*. Elsevier, Amsterdam.
- DIMOYIANNIS, D.G., TSADILAS, C.D.; VALMIS, S. (1998). Factors affecting aggregate instability of Greek agricultural soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 29, n.9-10, p. 1239-1251.
- DONAGEMMA, G.K.; RUIZ, H.A.; FONTES, M.P.F.; KER, J.C. & SCHAEFER, C.E.G.R. (2003) Dispersão de Latossolos em resposta à utilização de pré-tratamentos na análise textural. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:765-772.
- DREVER, J.I. (1997). *The geochemistry of natural waters*, 3rd edition, 436 Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall.
- EMBRAPA. (2013) Sistema Brasileiro de Classificação dos solos. Org. Santos et al. – 3 ed. Brasília-DF.
- FISHER, R. A. (1918) The correlation between relatives on the supposition of mendelian inheritance. *Trans. Earth and Environmental Science Transactions of the Royal Society of Edinburgh*. v. 52, n. 2, p. 399-433.
- FISHER, R. A. (1936). The use of multiple measurements in taxonomic problems. *Annals of Eugenics*, 7(7):179–188. 1.
- FREITAS, C. M., & PORTO, M. F. (2006). Saúde, ambiente e sustentabilidade. SciELO-Editora FIOCRUZ.
- GARCÉS, D. M.; CANO, A. F.; AROCENA, J. M. (2008) Dissolved organic carbon and metals release in amended mine soils. *Revista de la Sociedad Española de Mineralogia*, n. 10, p. 115-117.
- GAZANO, V.S.O. (2006) Contaminação de solos por metais tóxicos provenientes do descarte inadequado de pilhas Zinco-Carbono de uso doméstico. Dissertação de Mestrado. USP. São Paulo-SP/Brasil.
- GRIM, R. E. (1968) *Clay Mineralogy*. New York: McGraw-Hill.
- HARTLEY W., EDWARDS R., LEPP N.W. (2004) Arsenic and heavy metal mobility in iron oxide-amended contaminated soils as evaluated by short- and long-term leaching tests, *Environmental Pollution*, Volume 131, Issue 3, Pages 495-504, ISSN 0269-7491, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.02.017>.
- HAYNES RJ, NAIDU R (1998) Influence of lime, fertilizer and manure application on soil organic matter content and soil physical conditions: A review. *Nutrient Cycling in Agroecosystem* 51:123-137.
- JOLLIFFE, I. T. (2002) *Principal component analysis*. 2 ed. New York: Springer-Verlag.
- KIRKBY, M. J. (2016) *Water in the Critical Zone: Soil, Water and Life from Profile to Planet*.
- LIU B., SCHIEBER J., MASTALERZ M. (2019) Petrographic and micro-FTIR study of organic matter in the Upper Devonian New Albany Shale During thermal maturation: Implications for kerogen transformation 10.1306/13672216M1213380.
- LOSS, A., MORAES, A. G. DE L., PEREIRA, M. G., SILVA, E. M. R., & ANJOS, L. H. C. (2010). Carbon, light organic matter and oxidizable organic carbon fractions. *Comunicata Scientiae*, 1(1), 57. <https://doi.org/10.14295/cs.v1i1.10>
- LU S.G., XU Q.F. (2009). Competitive adsorption of Cd, Cu, Pb and Zn by different soils of Eastern China. *Environ. Geol.* 57, 685–693. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1347-4>
- STEVENSON, F.J. (1994) *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. New York: John Wiley. 496

- p. SOIL Discussion, Doi: 10.5194/soil-2016-50.
- MAGIEVA, P. (2000). Methoden zur Abschätzung der Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers. *Grundwasser* 3: pp. 103–114.
- MATOS, C.H.L., ZUBIATE, K.L.R.R., PEREIRA, R.A. (2021) Utilização de colunas de solo na avaliação da lixiviação do fósforo em Roraima. *Brazilian Journal of Development*, Curitiba, v.7, n.1, p.11051-11059.
- MAZUCATO, V. S. H.; SANTOS, V. B.; CAVALHERI, P. S.; MAGALHÃES FILHO, F. J. C. (2020) Comportamento de wetland construído de fluxo vertical com fundo parcialmente saturado na remoção de matéria orgânica nitrogenada e fósforo. *Brazilian Journal of Development*, v. 6, n. 8, p. 56506-56520.
- MOLINA, J.A.E., SMITH, P. (1988). Modeling carbon and nitrogen processes in soils. *Advances in Agronomy* 62, 253–298
- NEIVERTH C.A., LIBARDI P.L., DEDECEK R.A., CURCIO G.R., SALVADOR M.M.S. (2013) Mobilidade de Nitrato em colunas indeformadas de solos de uma pedossequência do estado do Paraná. XXXIX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Florianópolis-SC/Brasil.
- NNAJI, N. D., ONYEAKA, H., MIRI, T., & UGWA, C. (2023). Bioaccumulation for Heavy Metal Removal: A Review. *SN Applied Sciences*, 5(5). <https://doi.org/10.1007/s42452-023-05351-6>.
- OADES, J.M.; WATERS, A.G. (1991) Aggregate hierarchy in soils. *Australian Journal of Soil Research*, v.29, p.815-828.
- PEREIRA, T. T. C. et al. A mineralogia dos solos tropicais: estado da arte e relação com o uso e manejo. *Geonomos*, [s. l.], v. 28, n. 1, p. 1–14, 2020. Available at: <https://periodicos.ufmg.br/index.php/revistageonomos/article/view/29650>.
- PIERANGELI, M.A.P., GUILHERME, L.R.G., OLIVEIRA, L.R., CURI, N. & SILVA, M.L.N. (2003) Efeito da força iônica da solução de equilíbrio na adsorção de cádmio em Latossolos brasileiros. *Pesq. Agropec. Bras.*, 38:737-745.
- PINTO, L.A.S.R.; BEUTLER, S.J.; ASSUNÇÃO, S.A.; ROSSI, C.Q.; GUARESCHI, R.F.; ZANDONÁ, S.R.; SANTOS, O.A.Q. (2020) Extração e quantificação das frações de fósforo orgânico no solo. *Brazilian Journal of Development*, v. 6, n. 6.
- SILVA J.C. (2012) Mobilidade de As, Cd, Mo, Pb e Zn em colunas de latossolo argiloso com cinza de carvão e contaminação do solo. Dissertação de Mestrado. IPEN/USP. São Paulo-SP/Brasil.
- WANG, M., AWASTHI, M. K., WANG, Q., CHEN, H., REN, X., ZHAO, J., & ZHANG, Z. (2017). Comparison of additives amendment for mitigation of greenhouse gases and ammonia emission during sewage sludge co-composting based on correlation analysis. *Bioresour. technology*, 243, 520-527.
- ZHANG, X.C.; NORTON, L.D. (2002) Effect of exchangeable Mg on saturated hydraulic conductivity, disaggregation and clay dispersion of disturbed soils. *Journal of Hydrology*, 260(1-4):194-205

Capítulo 5 - Análise do índice de Vulnerabilidade DRASTIC e DRASTIC-Tropical na bacia do Lago Paranoá, Brasília-DF

Analysis of the DRASTIC and DRASTIC-Tropical vulnerability indices in the Lake Paranoá Basin, Brasília-DF

RESUMO: O aumento populacional e o crescimento das atividades industriais e agrícolas nas últimas décadas intensificaram a demanda por águas subterrâneas e ampliaram as fontes de contaminação. Para avaliar a vulnerabilidade dos aquíferos, métodos como o índice DRASTIC são amplamente utilizados, mas precisam ser adaptados a diferentes regiões. Principalmente em regiões de climas tropicais e subtropicais em que os solos apresentam características contrastantes com os locais em que os métodos de determinação da vulnerabilidade a contaminação dos aquíferos foram propostos. Este estudo visa aplicar e adaptar o índice DRASTIC na Bacia do Lago Paranoá (DF), além de propor o método DRASTIC-Tropical com alterações nos parâmetros aquífero, solo e impacto da zona não saturada, afim de refletir as particularidades das condições ambientais brasileiras. O mapeamento da vulnerabilidade na área de estudo, utilizando os índices DRASTIC e DRASTIC-Tropical, evidenciou a importância dos SIGs na identificação de áreas com diferentes suscetibilidades à contaminação. O DRASTIC-Tropical, ao modificar os parâmetros, ampliou as áreas de vulnerabilidade classificadas como média e alta, especialmente em regiões com solos pouco espessos. Essa abordagem facilita a criação de protocolos de proteção para as águas subterrâneas, proporcionando dados técnicos mais consistentes para a tomada de decisões mais seguras para a prevenção de contaminação das águas subterrâneas.

Palavras-chave: Água subterrânea, contaminação, sistema de informação geográfica, solos.

ABSTRACT: Population growth and the development of industrial and agricultural activities in recent decades have intensified the demand for groundwater and expanded the sources of contamination. To assess the vulnerability of aquifers, methods such as the DRASTIC index are widely used, but they need to be adapted to different regions. Especially in regions with tropical and subtropical climates where soils have contrasting characteristics with places where the methods for determining aquifer vulnerability to contamination were purposed. This study aims to apply and adapt DRASTIC to the Lake Paranoá Basin, Federal District, Brazil, developing the Tropical-DRASTIC method to reflect the particularities of Brazilian environments, with changes in aquifer, soil and impact parameters of the unsaturated zone. The mapping of vulnerability in the study area, using the DRASTIC and Tropical-DRASTIC indexes, evidenced the importance of GIS in identifying areas with different susceptibilities to contamination. Tropical-DRASTIC, by modifying the parameters, expanded the areas of medium and high vulnerability, especially in regions with thin soils. This approach facilitates the creation of groundwater protection protocols, providing consistent technical data for safer decision-making for the prevention of groundwater contamination.

Keywords: Groundwater, contamination, geographic information system, soils.

5.1. Introdução

O aumento populacional das últimas décadas provocou um acréscimo considerável na demanda de águas superficiais e subterrâneas. Estima-se que cerca de 40% da população brasileira é abastecida parcial ou exclusivamente por águas subterrâneas (ANA, 2020). Associado a esse cenário houve também o aumento de empreendimentos industriais, de lançamentos de efluentes e de locais para depósitos de resíduos, além da expansão agrícola, o que consequentemente resultou na ampliação de fontes de contaminação (Menezes *et al.*, 2010).

A avaliação da vulnerabilidade das águas subterrâneas e a criação de políticas públicas e ações que visam à proteção dos aquíferos são processos relevantes e complexos (Pagnoccheschi, 2016). A análise dos parâmetros que influenciam na vulnerabilidade das águas subterrâneas é essencial para o planejamento e gestão ambiental, de modo que os dados gerados pelos métodos de avaliação se tornem informações relevantes e eficientes para a tomada de decisões do poder público.

Diversos métodos foram desenvolvidos para definir e classificar a vulnerabilidade das águas subterrâneas. A escolha da metodologia a ser utilizada depende de vários fatores, incluindo a finalidade e o escopo do estudo, escala, disponibilidade de dados, tempo, custo e requisitos do usuário final. Mas, de modo geral, os métodos de avaliações de vulnerabilidade são categorizados como: métodos de índice (ou sobreposição), métodos estatísticos ou métodos baseados em processos físicos (Gogu e Dassargues, 2000; Focazio *et al.*, 2002; Oke, 2017).

Devido a sua fácil aplicabilidade, os métodos de sobreposição são os mais utilizados e difundidos, principalmente as metodologias DRASTIC, GOD, SINTACS, EPIK e AVI (Aller *et al.*, 1987; Foster, 1987; Civita, 1994; Doerfliger & Zwahlen, 1998; Van Stempvoort *et al.*, 1993). Por ser um método paramétrico bastante completo, o índice DRASTIC tem sido amplamente aceito como uma ferramenta para auxiliar as decisões políticas relativas à proteção dos aquíferos (Santos *et al.*, 2016). Esse índice corresponde a soma ponderada de sete parâmetros hidrogeológicos (solo, condutividade hidráulica, tipo de aquífero, profundidade do aquífero, litologia, recarga e topografia), de modo que para cada parâmetro é determinado um peso relativo que varia entre 1 e 5 e para cada variável inserida nos parâmetros do DRASTIC é inferida uma carga que varia de 1 a 10. A partir da combinação dos pesos e cargas dos parâmetros, é possível obter um índice de vulnerabilidade que varia de 26 a 226, sendo que quanto maior o índice DRASTIC, maior a vulnerabilidade do aquífero à contaminação (Aller *et al.*, 1987).

O Índice DRASTIC foi proposto pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA - *United States Environmental Protection Agency*) e sua aplicação em localidades distintas daquela em que foi criado necessita de alguns ajustes em seus parâmetros hidrogeológicos, respeitando as especificidades de cada região (Linhares *et al.*, 2014; Anatonakos & Lambrakis, 2007; Denny *et al.*, 2007). As modificações podem incluir, por exemplo, a adição

de condições de uso da terra, clima e tipo de contaminantes (Gogu e Dassargues, 2000; Akhavan *et al.*, 2011; Shirazi *et al.*, 2013).

As variáveis profundidade da zona não saturada (D), recarga (R), topografia (T) e condutividade hidráulica (C) são variáveis numéricas, sendo de fácil aplicabilidade mesmo em regiões distintas da área que foi proposto o método DRASTIC. Entretanto, as variáveis solo (S), impacto da zona vadosa (I) e material do aquífero (A) por serem variáveis qualitativas requerem ajustes de acordo com as características da área em que o método será aplicado (Santos *et al.*, 2016; Linhares *et al.*, 2014).

Apoiado nessas premissas, este trabalho objetiva elaborar o mapeamento e análise da vulnerabilidade da Bacia do Lago Paranoá localizada em Brasília-DF, por meio da aplicação do índice DRASTIC. Considerando as especificidades da área de estudo e os dados públicos disponibilizados pelos órgãos governamentais do Brasil foram necessárias mudanças nas classes de parâmetros e nos pesos utilizados no método original proposto por Aller *et al.* (1987). Neste trabalho essa adaptação foi denominada DRASTIC-Tropical. As mudanças no índice têm o propósito de gerar resultados mais homogêneos e condizentes com a realidade do território brasileiro. Por fim, foi realizada a comparação e avaliação do mapeamento da vulnerabilidade a contaminação de aquíferos seguindo a metodologia DRASTIC e do DRASTIC-Tropical.

5.2. Área de estudo

A área do estudo está localizada na porção central do Distrito Federal e abrange uma região de 1.034 km² (Figura 5.1). A geologia da área é caracterizada por ardósias, metassiltitos e metarritmitos do Grupo Paranoá e por filitos do Grupo Canastra (Campos *et al.*, 2013). O clima predominante da região segundo a classificação de Koppen é tropical, com concentração da precipitação pluviométrica no verão.

A área inclui os compartimentos geomorfológicos da Região de Dissecação Intermediária da Depressão do Paranoá, Rebordo e Plano elevado (Novaes Pinto, 1994) e o padrão de relevo predominante é plano a suave ondulado (Codeplan, 2024). Os solos da área são classificados, de forma majoritária, como Latossolos e Cambissolos. Gleissolos ocorrem próximo a drenagens e em menor proporção são encontrados também Nitossolos, Plintossolos e Neossolos litólicos e quartzarênicos.

A bacia hidrográfica do Lago Paranoá é composta pelas unidades hidrográficas do Bananal, Lago Paranoá, Riacho Fundo, Ribeirão do Gama e Santa Maria/Torto (Dias e Walde, 2013). Segundo Freitas-Silva e Campos (1998), no Distrito Federal, os aquíferos podem ser classificados nos domínios: Intergranular, Fraturado e Físsuro-Cárstico, sendo o primeiro associado aos solos e rochas alteradas e os demais à geologia da região.

Apesar de Brasília ser uma cidade planejada, sua ocupação se deu de forma rápida e intensa (Dias e Walde, 2013), o que provocou mudanças nos padrões de uso e ocupação da bacia hidrográfica, principalmente na orla do Lago Paranoá, gerando impactos no ciclo hidrológico e, portanto, nos aquíferos (Seraphim *et al.*, 2019).

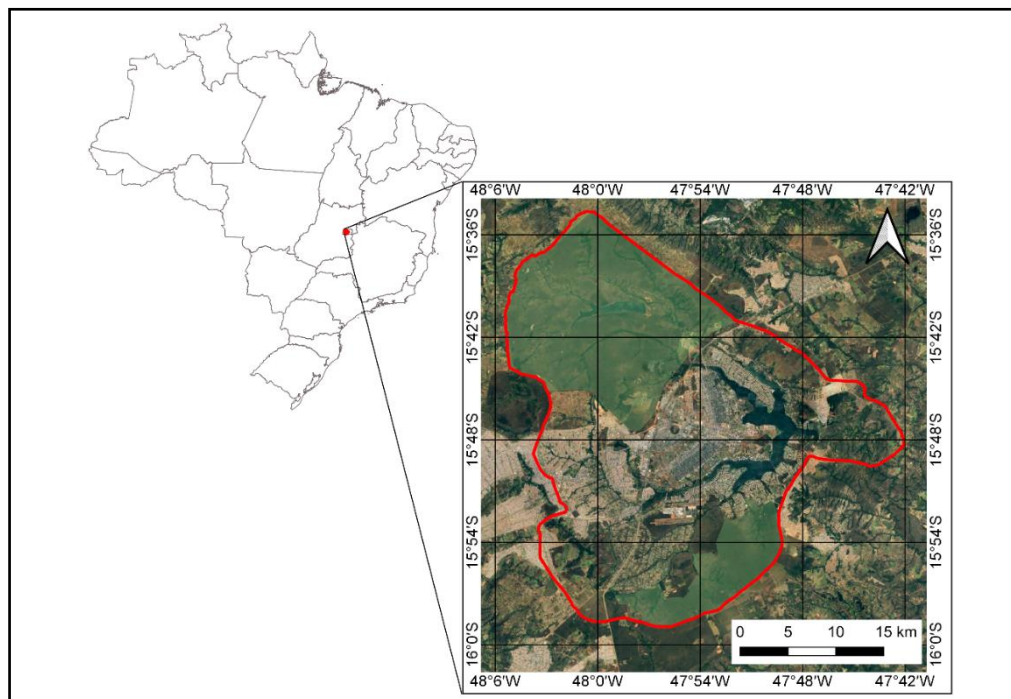


Figura 5.1: Mapa de localização da área de estudo (Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá, em verde áreas de proteção ambiental).

5.3. Metodologia

O índice DRASTIC é gerado a partir da multiplicação entre os pesos dos parâmetros acrônimos ao nome do método (*Depth of water* - D, *Recharge* - R, *Aquifer* - A, *Soil* - S, *Topography* - T, *Impact of the vadose zone* - I e *Hydraulic Conductivity* - C) e as cargas individuais (variáveis) de cada parâmetro, de acordo com a Equação (1).

$$\text{DRASTIC} = D_p D_c + R_p R_c + A_p A_c + S_p S_c + T_p T_c + I_p I_c + C_p C_c \quad (5.1)$$

Sendo D_p , R_p , A_p , S_p , T_p , I_p e C_p os pesos dos fatores DRASTIC e D_c , R_c , A_c , S_c , T_c , I_c e C_c as carga das variáveis nos seus respectivos intervalos de ocorrência.

Para melhor representação cartográfica e interpretação, o índice final DRASTIC foi dividido em classes de vulnerabilidade utilizando os valores proposto por Aller *et al.* (1987), sendo: baixa (< 71), média (71-126), alta (126-180) e muito alta (> 180).

Os mapas temáticos correspondentes aos parâmetros DRASTIC e DRASTIC-Tropical representam uma etapa crucial na análise da vulnerabilidade dos aquíferos. Assim, foi criado um banco de dados georreferenciados, sendo posteriormente integrado e manipulado com apoio do

software QGis. A base de dados geográficos utilizados para análise tem como referências órgãos governamentais como a ANA (Agência Nacional de Águas e Saneamento), ADASA (Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal), SEDUH (Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Habitação do Distrito Federal), SGB (Serviço Geológico do Brasil) e EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), além de publicações científicas (Tabela 5.1).

Tabela 5.1: Fonte dos dados para a elaboração do mapeamento da vulnerabilidade a contaminação dos aquíferos.

| Parâmetros | Fonte |
|-------------------------------------|---------------------------|
| D (Profundidade da Zona Insaturada) | SIAGAS, ADASA |
| R (Taxa de Recarga) | Seraphim & Bezerra (2019) |
| A (Material do aquífero) | CPRM |
| S (Tipos de Solo) | EMBRAPA |
| T (Topografia) | SEDUH (SISDIA) |
| I (Impacto na zona Insaturada) | CPRM |
| C (Condutividade Hidráulica) | SIAGAS, ADASA |

Com os dados em ambiente SIG, cada variável foi convertida em um valor numérico de acordo com os pesos da Tabela 5.2. Para posterior interpolação dos mapas temáticos, mediante à inferência de pesos e cargas utilizando a álgebra de mapas, com o objetivo de gerar uma informação única sobre a vulnerabilidade a contaminação dos aquíferos da área de estudo.

Tabela 5.2: Pesos e cargas dos parâmetros e variáveis dos métodos DRASTIC e DRASTIC-Tropical.

| Parâmetros | Pesos propostos por Aller <i>et al.</i> , 1987 | Variáveis | Cargas das Variáveis | Pesos DRASTIC-Tropical | Variáveis | Cargas das Variáveis |
|---|--|--------------|----------------------|------------------------|--------------------------|----------------------|
| D (Profundidade da Zona Não Saturada) | 5 | 0-1,5 m | 10 | 5 | 0-1,5 m | 10 |
| | | 1,5 – 5 m | 9 | | 1,5 – 5 m | 9 |
| | | 5 – 10 m | 7 | | 5 – 10 m | 7 |
| | | 10 – 15 m | 5 | | 10 – 15 m | 5 |
| | | 15 – 23 m | 3 | | 15 – 23 m | 3 |
| | | 23 – 30 m | 2 | | 23 – 30 m | 2 |
| | | >30 m | 1 | | >30 m | 1 |
| R (Recarga) | 4 | 0 – 50 mm | 1 | 4 | 0 – 50 mm Muito Baixo | 1 |
| | | 50 – 100 mm | 3 | | 50 – 100 mm Baixo | 3 |
| | | 100 – 180 mm | 6 | | Moderado 100 – 180 mm | 6 |
| | | 180 – 255 mm | 8 | | Alto 180 – 255 mm | 8 |
| | | >255 mm | 9 | | Muito Alto >255 mm | 9 |

| | | | | | | |
|--|---|-------------------------------------|----|---|--|----|
| A (Material do aquífero)* | 3 | Xisto | 2 | 3 | Classe 1 | 10 |
| | | Metamórfico/Ígneo | 3 | | | |
| | | Metamórfico/Ígneo Maciço | 4 | | Classe 2 | 9 |
| | | Tilito | 6 | | | |
| | | Arenito e Calcário estratificado | 6 | | Classe 3 | 8 |
| | | Arenito maciço | 6 | | | |
| | | Calcário maciço | 8 | | Classe 4 | 6 |
| | | Areia e Cascalho | 8 | | | |
| | | Basalto | 9 | | Classe 5 | 4 |
| | | Calcário | 10 | | Classe 6 | 1 |
| S (Tipos de Solo) | 2 | Fino/Ausente | 10 | 5 | Saprolitos/Solos com <20cm | 10 |
| | | Cascalho | 10 | | Cambissolo | 8 |
| | | Arenoso | 9 | | Neossolo | 8 |
| | | Turfa | 8 | | Planossolo | 8 |
| | | Argila agregada e/ou expansiva | 7 | | Vertissolo | 8 |
| | | Areno-Argiloso | 6 | | Chernossolo | 6 |
| | | Argiloso | 5 | | Luvissolo | 6 |
| | | Silte-Argiloso | 4 | | Espodossolo | 6 |
| | | Franco-Argiloso | 3 | | Plintossolo | 6 |
| | | Solo orgânico | 2 | | Latossolo | 4 |
| | | Argila não agregada e não expansiva | 1 | | Argissolo | 4 |
| | | | | | Nitossolo | 4 |
| | | | | | Gleissolo | 4 |
| | | | | | Organossolo | 2 |
| T (Topografia) | 1 | 0 – 2 % | 10 | 1 | 0 – 2 % | 10 |
| | | 2 – 6 % | 9 | | 2 – 6 % | 9 |
| | | 6 – 12 % | 5 | | 6 – 12 % | 5 |
| | | 12 – 18 % | 3 | | 12 – 18 % | 3 |
| | | >18 % | 1 | | >18 % | 1 |
| I (Impacto na zona Insaturada) | 5 | Camada Confinante | 1 | 2 | Sedimentos inconsolidados e solos | 10 |
| | | Argila/Silte | 3 | | Rocha ígnea maciça | 1 |
| | | Folhelho | 3 | | | |
| | | Calcário | 3 | | Rocha ígnea com descontinuidade | 7 |
| | | Arenito | 6 | | | |
| | | Arenito/Calcário Estratificado | 6 | | Rocha sedimentar siliciclástica (porosa) | 9 |
| | | Areia e Cascalho com silte | 6 | | | |
| | | Areia e Cascalho | 8 | | Rocha sedimentar siliciclástica cimentada | 2 |
| | | Basalto | 9 | | | |
| | | | | | Rocha metamórfica foliada e/ou com descontinuidade | 7 |

| | | | | | | |
|---------------------------------|---|--------------------------|----|---|--------------------------|----|
| | | Calcário (amb. cárstico) | 10 | | Rocha metamórfica maciça | 1 |
| C (Condutividade Hidráulica) | 3 | 0 – 4,1 m/dia | 1 | 3 | 0 – 4,1 m/dia | 1 |
| | | 4,1 – 12,2 m/dia | 2 | | 4,1 – 12,2 m/dia | 2 |
| | | 12,2 – 28,5 m/dia | 4 | | 12,2 – 28,5 m/dia | 4 |
| | | 28,5 – 40,7 m/dia | 6 | | 28,5 – 40,7 m/dia | 6 |
| | | 40,7 – 81,5 m/dia | 8 | | 40,7 – 81,5 m/dia | 8 |
| | | >81,5 m/dia | 10 | | >81,5 m/dia | 10 |

* G – granular; F – fraturado; C – cársticos; classes associadas a valores de transmissividade, condutividade hidráulica, vazão e produtividade (Ver Tabela 5.3)

A Figura 5.2 apresenta o fluxograma das etapas desenvolvidas neste estudo, relacionadas à integração de dados em SIG para a elaboração do mapeamento dos índices DRASTIC e DRASTIC-Tropical.

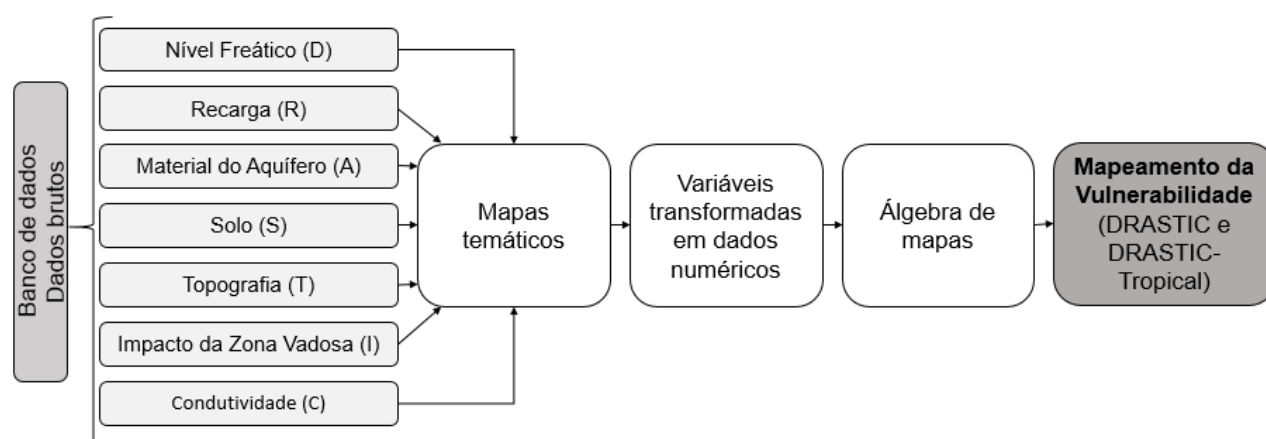


Figura 5.2: Fluxograma dos procedimentos metodológicos para o mapeamento da vulnerabilidade a contaminação dos aquíferos.

5.4. Resultados e discussões

O mapeamento da vulnerabilidade a contaminação dos aquíferos da Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá foi restrita a área urbanizada, devido a maior disponibilidade de dados nessa região e também pelo baixo impacto ambiental nas áreas de proteção ambiental, como o Parque Nacional de Brasília, a norte, e a Área de Proteção Ambiental das Bacias do Gama e Cabeça do Veado, a sul (Figura 5.1).

5.4.1. Profundidade da zona não saturada (D), recarga (R), topografia (T) e condutividade hidráulica (C)

As variáveis profundidade da zona não saturada (D), recarga (R), topografia (T) e condutividade hidráulica (C) foram empregadas de forma semelhante ao mapeamento da

susceptibilidade a contaminação dos aquíferos tanto utilizando a metodologia DRASTIC-Tropical, quanto na metodologia DRASTIC, mantendo-se os pesos dos parâmetros conforme proposto por Aller, *et al.* (1987).

As medidas da variação do nível estático do domínio poroso do aquífero foram realizadas a partir de 28 poços, que foram monitorados pela ADASA, sendo a frequência de obtenção dessas medidas mensal. O dado da profundidade da zona não saturada foi gerado a partir da interpolação da média dos valores do nível estático medidos ao longo do período de monitoramento (Figura 5.3a). Esse parâmetro recebe o maior peso nos métodos DRASTIC e DRASTIC-Tropical, uma vez que a variação do nível estático mensura a distância entre a superfície do solo e a superfície da zona saturada do aquífero (Fetter, 2001 e Freeze & Cherry, 2017), de modo que quanto menor a profundidade, maior a vulnerabilidade de o contaminante alcançar a zona saturada do aquífero.

Para o parâmetro topografia foi elaborado o mapa de declividade utilizando os dados de curvas de nível com equidistâncias de 5 metros, disponibilizados pelo Sistema Distrital de Informações Ambientais (SISDIA) e elaborado pela Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Habitação do Distrito Federal (SEDUH). A declividade foi obtida a partir do Modelo Numérico do Terreno - MNT geradas pela interpolação das curvas de nível. Posteriormente, a declividade foi reclassificada de acordo com os índices estabelecidos pela metodologia DRASTIC (Tabela 5.2 e Figura 5.3c). A declividade recebe o menor peso entre os parâmetros do método. Em áreas mais planas, é atribuído uma carga maior, pois aumentam as condições favoráveis para a ocorrência de contaminação devido à maior percolação do contaminante através dos solos (Hoffmann Oliveira *et al.*, 2016).

A condutividade hidráulica expressa a capacidade do aquífero para transmitir água através de seus poros ou fraturas, ou seja, quantifica a facilidade com que a água (e/ou contaminantes) pode se mover pelo meio aquífero, sendo influenciada pela permeabilidade do material do aquífero e pela viscosidade do fluido (Feitosa, 1997; Feitosa *et al.*, 2008). O parâmetro condutividade hidráulica neste trabalho foi gerado a partir da interpolação de dados de 121 poços distribuídos na bacia hidrográfica e disponibilizados pela ADASA e pelo SISNAMA (Tabela 5.2 e Figura 5.3d). No DRASTIC e no DRASTIC-Tropical este parâmetro tem um peso significativo (Tabela 5.2), pois influencia o fluxo horizontal e vertical no perfil de solo ou no interior da formação aquífera, determinando a facilidade de deslocamento dos contaminantes ou a possibilidade de sua retenção (Santos, 2010; Oliveira, 2019).

A recarga representa a quantidade de água, por unidade de área, que infiltra na superfície, passando pela zona não saturada até chegar à porção saturada do aquífero, assim quanto maior o potencial de recarga maior a vulnerabilidade de contaminação das águas subterrâneas (Meira *et al.*, 2014; Campos e Galvão, 2023). O peso do parâmetro recarga se manteve o mesmo nas duas metodologias analisadas neste trabalho, sendo utilizados dados de recarga apresentados no

trabalho de Seraphim & Bezerra (2019). Vale pontuar que, o dado utilizado foi o potencial de recarga (Figura 5.3b), de modo que as cargas das variáveis propostas por Aller *et al.* (1987) se correlacionam diretamente com os níveis de potencial de recarga (Tabela 5.2).

Para todos dados numéricos pontuais, como profundidade da zona não saturada e condutividade hidráulica, foram realizadas interpolações espaciais com o método IDW (*Inverse Distance Weighting*), que utiliza para a interpolação a média ponderada dos valores dos pontos vizinhos ao ponto de interesse (Shepard, 1968).



















5.4.2. Material do Aquífero (A)

A caracterização do aquífero baseia-se, principalmente, nas propriedades relacionadas a porosidade desse meio, sendo analisados poros, fraturas e a permeabilidade intrínseca do meio (Fetter, 2001; Campos e Galvão, 2023). Entretanto, dados relacionados a vazão, transmissividade, condutividade hidráulica e produtividade também são características importantes a serem avaliadas ao caracterizar o aquífero. Desta forma, o Serviço Geológico do Brasil propõe utilizar a combinação dessas variáveis para gerar classes de aquíferos (Tabela 5.3).

O peso desse parâmetro manteve-se com o valor três (3) na metodologia DRASTIC e no DRASTIC-Tropical, entretanto a descrição e a carga das variáveis foram diferentes na aplicação dos métodos (Tabela 5.4 e Figura 5.4a e 5.4b). As mudanças realizadas nesse parâmetro seguiram a literatura e conceitos mais difundidos no Brasil pelos órgãos públicos de gestão de dados geológicos e hidrogeológicos (Serviço Geológico do Brasil e Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico). As cargas das novas variáveis foram atribuídas de acordo com a sensibilidade de cada classe (Tabela 5.4).

O mapa hidrogeológico utilizado foi elaborado pelo Serviço Geológico do Brasil, na escala de 1:200.000, sendo utilizadas as informações geológicas no DRASTIC, e no DRASTIC-Tropical as classes de aquífero.

Tabela 5.3: Caracterização hidráulica das classes de aquíferos (Diniz *et al.*, 2014).

| Classe | Granulares | Fraturados | Cársticos | T (m ² /s) | K (m/s) | Q (m ³ /h) | Produtividade |
|--------|---|---|---|----------------------------|----------------------------|--------------------------|---------------------|
| (1) |  |  |  | $\geq 10^{-2}$ | $\geq 10^{-2}$ | ≥ 100 | Muito Alta |
| (2) |  |  |  | $10^{-3} \leq T < 10^{-2}$ | $10^{-3} \leq T < 10^{-2}$ | $50 \leq Q < 100$ | Alta |
| (3) |  |  |  | $10^{-4} \leq T < 10^{-3}$ | $10^{-4} \leq T < 10^{-3}$ | $25 \leq Q < 50$ | Moderada |
| (4) |  |  |  | $10^{-5} \leq T < 10^{-4}$ | $10^{-5} \leq T < 10^{-4}$ | $10 \leq Q < 25$ | Baixa |
| (5) |  |  |  | $10^{-6} \leq T < 10^{-5}$ | $10^{-6} \leq T < 10^{-5}$ | $1 \leq Q < 10$ | Muito Baixa |
| (6) |  |  |  | $< 10^{-6}$ | $< 10^{-6}$ | < 1 | Baixa /Não aquífero |

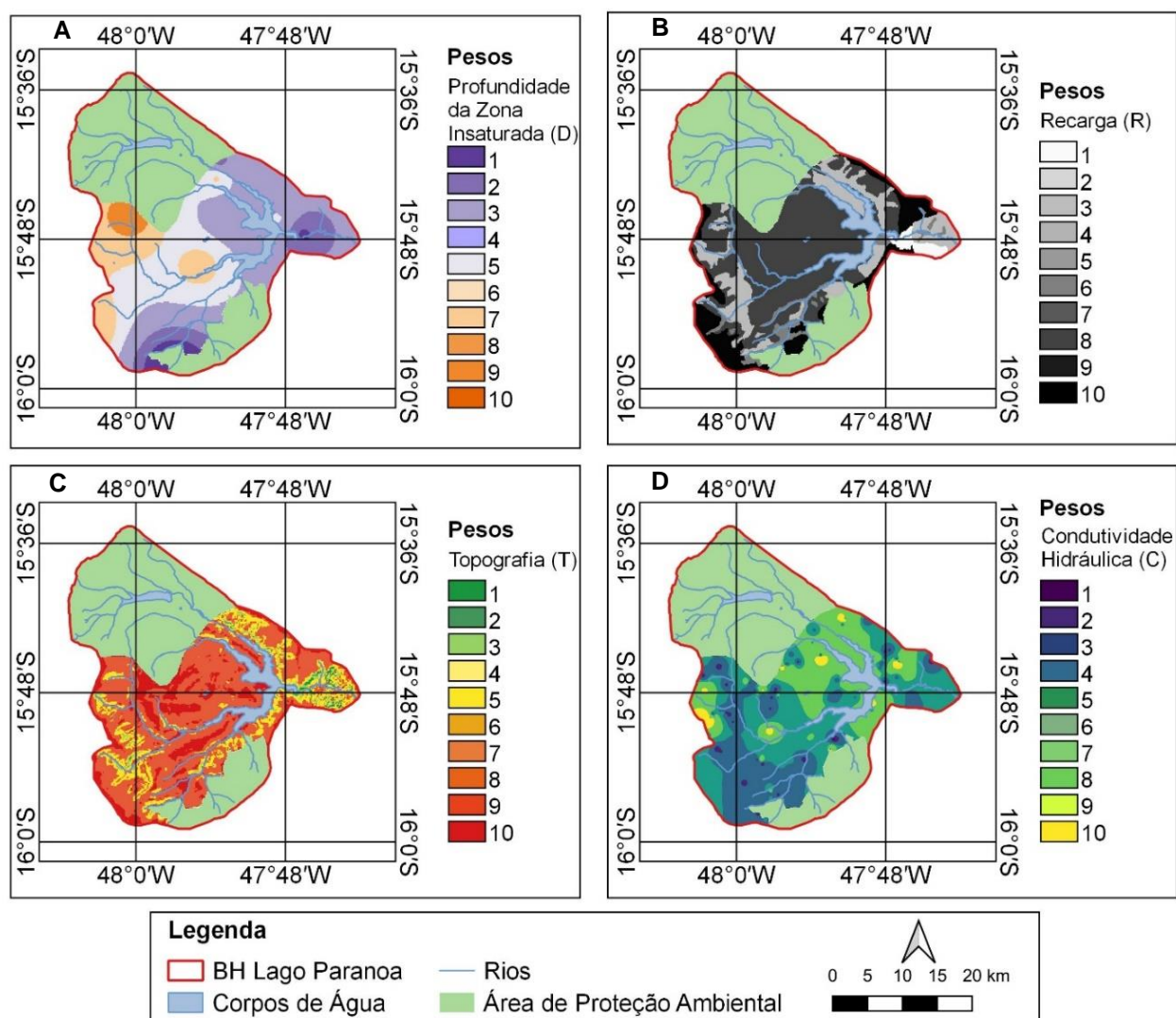





Figura 5.3: Parâmetros: A) profundidade da zona não saturada - D; B) Recarga - R; C) Topografia - T; D) Condutividade Hidráulica - C.

Tabela 5.4: Parâmetro aquífero (A) da área de estudo com pesos utilizados nos métodos DRASTIC e DRASTIC-Tropical.

| AQUÍFERO (A) Descrição do dado | DRASTIC (Aller <i>et al.</i> , 1979) | | DRASTIC - TROPICAL | |
|---|--------------------------------------|-------|--|-------|
| | Descrição da Variável | Carga | Descrição da Variável | Carga |
| Quartzito fino com intercalações de metassiltitos e metarenito | Metamórfico/ Ígneo | 3 | Fraturado Classe 4  | 6 |
| Ardósia com lentes de quartzito | Metamórfico/ Ígneo | 3 | | |
| Areia, argila, cascalho e silte | Areia e Cascalho | 8 | | |
| Quartzito fino a médio, com intercalações de metassiltito, raras lentes de conglomerado, metassiltito, metargilitos | Arenito e Calcário estratificado | 6 | Granular Classe 5  | 4 |
| Xisto, filito com lentes de mármore e quartzito | Xisto | 2 | Fraturado Classe 5  | |

5.4.3. Solo (S)

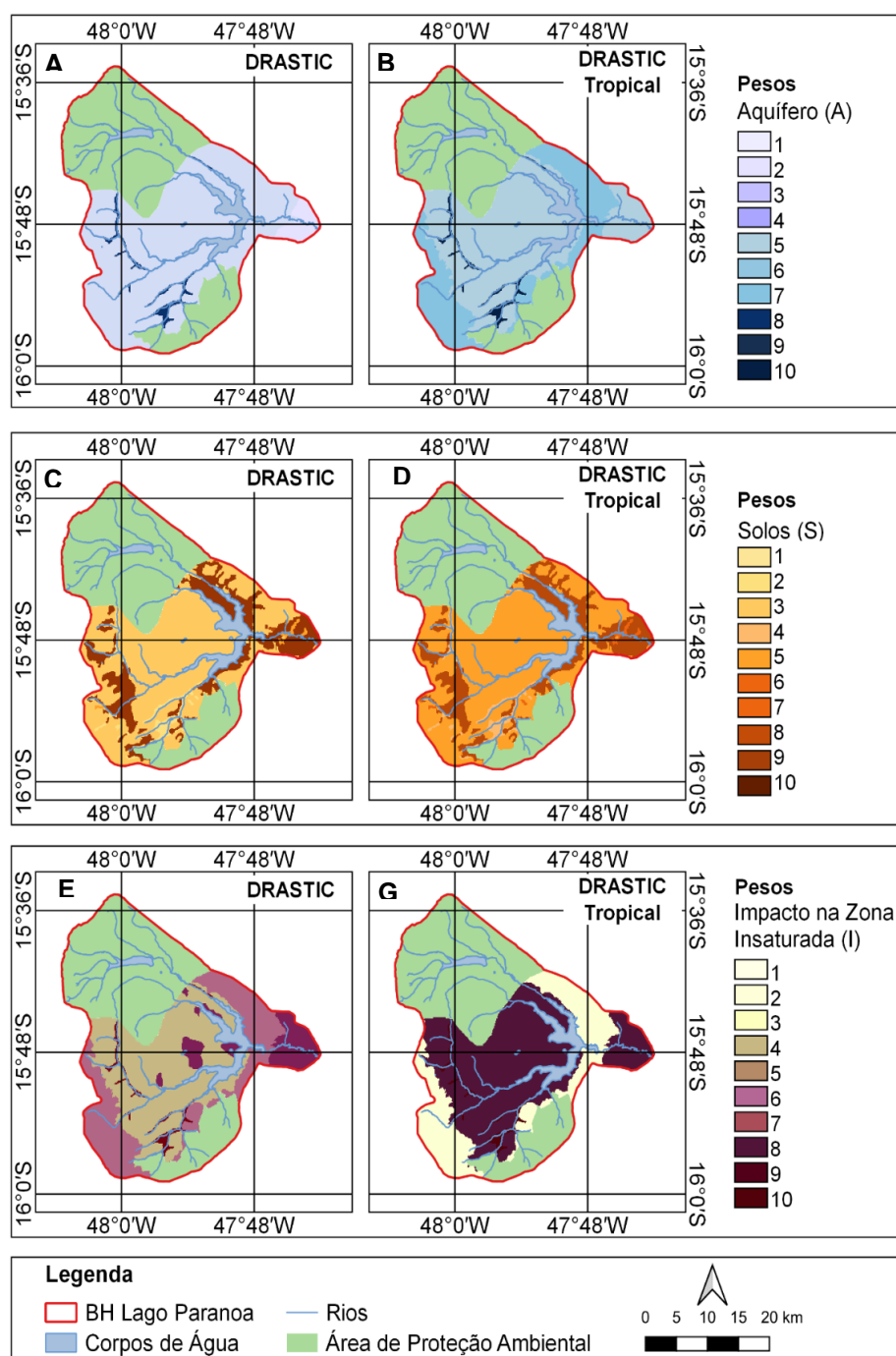
O mapa de solo da Bacia Hidrográfica do Paranoá utilizado está disponível no SISDIA, na escala de 1:100.000 e é atualizado de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solo da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA (2018) (Tabela 5.5, Figura 5.4c e 5.4d). Esse parâmetro também foi modificado no DRASTIC-Tropical, seguindo a classificação de solo proposta pela EMBRAPA e seu peso foi alterado de dois (2) para cinco (5), uma vez que os solos das regiões tropicais apresentam maior profundidade, em comparação aos de clima temperado, além de servirem como filtro para os aquíferos (Santos *et al.*, 2018; Azevedo, 2018).

As cargas das variáveis (Tabela 5.2) foram propostas a partir de um ensaio de percolação em colunas de Latossolo, Gleissolo e Cambissolo contaminadas por níquel, cobre e chumbo. As soluções contaminantes apresentavam a mesma concentração e volume em todas as colunas. Soluções de cloreto de níquel (NiCl_2), de sulfato de cobre (CuSO_4) e de cloreto de chumbo (PbCl_2) foram aplicadas, individualmente, em colunas de Latossolo, Gleissolo e Cambissolo. A contaminação foi realizada com o lançamento de uma única solução e ao longo de um ano foi inserida água nas colunas de acordo com a variação das chuvas na Bacia Hidrográfica do Paranoá, de modo a simular a relação solo/contaminação de áreas naturais em ambiente controlado. Após o período de percolação, as colunas de solo foram desmontadas, amostradas e posteriormente encaminhadas para análises químicas em laboratório.

Tabela 5.5: Parâmetro solo (S) da área de estudo com pesos utilizados nos métodos DRASTIC e DRASTIC-Tropical.

| SOLO (S) Descrição do dado | DRASTIC (Aller <i>et al.</i> , 1979) | | DRASTIC - TROPICAL | |
|-------------------------------|--------------------------------------|------|--------------------------------|------|
| | Descrição da Variável | Peso | Descrição da Variável | Peso |
| Areias Quartzosas | Fino/Ausente | 10 | Solos com mais de 90% de areia | 10 |
| Cambissolo | Fino/Ausente - Cascalho | 10 | Cambissolo | 8 |
| Latosolo Vermelho-Amarelo | Silte-Argiloso | 4 | Latosolo | 4 |
| Solos Hidromórficos | Solo orgânico | 2 | Organossolo | 2 |
| Argissolo Vermelho Amarelo | Argiloso | 5 | Argissolo | 4 |

Figura 5.4: Parâmetros aquíferos, solos e impactos na zona insaturada representados de acordo com os pesos e cargas propostos pelos métodos DRASTIC e DRASTIC-Tropical.



Os teores médios dos elementos contaminantes nas colunas de solos após o término do experimento (Tabela 5.6), juntamente com as características estruturais, texturais e minerais dos solos embasou a proposta de cargas atribuídas para cada classe de solo utilizada no método DRASTIC-Tropical (Tabela 5.2). Importante entender que os valores dos metais obtidos das análises (Tabela 5.6) representam a capacidade de cada classe de solos de reter as cargas de contaminação por metais.

Tabela 5.6: Valores residuais de metais contaminantes nos solos, após conclusão do experimento em colunas (depois de um ano de percolação de água nas colunas contaminadas com soluções de metais).

| Identificação da Amostra | Ni | Cu | Pb |
|--------------------------|--------|-------|---------|
| | (ppm) | (ppm) | (ppm) |
| Latossolo | 989,79 | 960 | 3078,88 |
| Gleissolo | 1111,6 | 1230 | 3669,15 |
| Cambissolo | 593,48 | 820 | 2951,23 |

Os gleissolos, latossolos e cambissolos são amplamente encontrados em regiões tropicais brasileiras, mas apresentam distintas condições de ocorrência (Santos *et al.*, 2018). Os gleissolos são solos hidromórficos, desenvolvidos em áreas mal drenadas, frequentemente sujeitas à saturação por água, o que resulta em cores acinzentadas devido à redução do ferro e são comuns em várzeas e ambientes próximos a rios. Os latossolos são solos profundos, com grande desenvolvimento pedogenético, apresentam boa drenagem e estrutura granular e grumosa, sendo ricos em óxidos de ferro e alumínio, o que lhes confere coloração avermelhada ou amarelada, são pobres em nutrientes devido à intensa lixiviação, mas apresentam boa capacidade de infiltração de água. Os cambissolos, por outro lado, são solos jovens, com horizonte B incipiente e moderado desenvolvimento pedogenético, se formam em terrenos de relevo mais acidentado e mostram menor espessura e maior presença de minerais primários em comparação aos latossolos.

5.4.4. Impacto na Zona Não Saturada (I)

A zona não saturada de um aquífero compreende o regolito e as rochas não alteradas por onde a água das chuvas se infiltra até alcançar a zona de saturação. A representação cartográfica da zona não saturada (geologia) da Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá adotada neste estudo foi proposta pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM), dentro do Projeto SIAGAS (Sistema de Informação de Águas Subterrâneas), na escala de 1:200.000 (Tabela 5.7, Figura 5.4e e 5.4f). O peso adotado ao impacto da zona não saturada (I) foi modificado no DRASTIC-Tropical (DRASTIC = 5; DRASTIC-Tropical = 2), essa mudança se justifica pela alteração da importância do parâmetro solo. Ou seja, de modo geral, em regiões tropicais as rochas aflorantes e em subsuperfície se encontram em processos avançados de alteração intempérica e pedogeneização (Ladeira, 1984), o que implica um peso maior no parâmetro solo em relação ao impacto da zona não saturada.

A descrição das variáveis do parâmetro impacto da zona não saturada também foi alterada, uma vez que a proposta do método DRASTIC-Tropical visa empregar descrições mais simples e de fácil enquadramento dos dados primários gerados por órgãos públicos (Tabela 5.2).

Tabela 5.7: Parâmetro impacto da zona insaturada (I) da área de estudo com pesos utilizados nos métodos DRASTIC e DRASTIC-Tropical.

| IMPACTO NA ZONA NÃO SATURADA (I) Descrição do dado | DRASTIC (Aller <i>et al.</i> , 1979) | | DRASTIC - TROPICAL | |
|---|--------------------------------------|------|--|------|
| | Descrição da Variável | Peso | Descrição da Variável | Peso |
| Quartzito fino com intercalações de metassiltitos e metarenito | Arenito/Calcário Estratificado | 6 | Rocha metamórfica foliada e/ou com descontinuidade | 7 |
| Ardósia com lentes de quartzito | Folhelho | 3 | Rocha metamórfica foliada e/ou com descontinuidade | 7 |
| Areia, argila, cascalho e silte | Areia e Cascalho | 8 | Sedimentos inconsolidados | 10 |
| Quartzito fino a médio, com intercalações de metassiltito, raras lentes de conglomerado, metassiltito, metargilitos | Arenito/Calcário Estratificado | 6 | Rocha metamórfica foliada e/ou com descontinuidade | 7 |
| Xisto, filito com lentes de mármore e quartzito | Folhelho | 3 | Rocha metamórfica foliada e/ou com descontinuidade | 7 |

5.5. Mapeamento da vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas (DRASTIC e DRASTIC-Tropical)

Os métodos de mapeamento da vulnerabilidade à contaminação de aquíferos tem como objetivo produzir um dado único que traz informações a respeito de regiões em que os aquíferos da área em estudo apresentam maior ou menor vulnerabilidade à contaminação, para isso foi realizada a sobreposição dos mapas referentes aos parâmetros da metodologia DRASTIC e DRASTIC-Tropical (Figura 5.5). Foi utilizada a álgebra de mapa em ambiente SIG (Sistema de Informação Geográfica), onde foram empregados os pesos e cargas dos diferentes parâmetros utilizados nessa análise.

Os valores de vulnerabilidade após álgebra de mapas variam de 26 a 226 e o estabelecimento das classes de vulnerabilidade, seguiu-se a escala proposta por Aller *et al.* (1987). Na área de estudo verificou-se que o índice final DRASTIC variou de 58 - 149 e do DRASTIC-TROPICAL de 53 - 156.

As áreas com vulnerabilidade alta representam na bacia 1,24% e 2,71% utilizando o método DRASTIC e DRASTIC-Tropical, respectivamente. Essas áreas estão situadas nas regiões de aluviões, onde os níveis estáticos estão muito próximos à superfície. São áreas também compostos por Cambissolos, ou seja, solos rasos que não representam barreiras naturais contra os contaminantes (Santos *et al.*, 2018; Carriconde-Azevedo *et al.*, 2013). Além de estarem localizadas, normalmente, em regiões planas, o que facilita a infiltração e a recarga (Hoffmann Oliveira *et al.*, 2016).

Tabela 5.8: Percentual e área dos diferentes níveis de vulnerabilidade a contaminação, classificados pelos métodos DRASTIC e DRASTIC-Tropical.

| Escala de Vulnerabilidade | DRASTIC (Área) | | DRASTIC-Tropical (Área) | |
|---------------------------|-----------------|-------|-------------------------|-------|
| | km ² | % | km ² | % |
| Baixa | 352,84 | 55,22 | 295,73 | 46,28 |
| Média | 278,25 | 43,55 | 318,97 | 49,92 |
| Alta | 7,90 | 1,24 | 24,29 | 3,80 |

Como observado na Figura 5.5 e Tabela 5.8, tanto no mapeamento utilizando o DRASTIC quanto o DRASTIC-Tropical, a vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos na Bacia Hidrográfica do Paranoá é classificada como média em grande parte da área estudada, uma vez que nessa região predominam latossolos, que são considerados filtros naturais no controle da contaminação dos aquíferos (Gaspar *et al.*, 2007), associados as rochas do Grupo Paranoá, que apresentam baixa permeabilidade devido à constituição geológica predominantemente argilosa na área (Campos, 2004).

Ao comparar os resultados dos dois métodos de mapeamento da vulnerabilidade as mudanças são pontuais. Ao utilizar o DRASTIC-Tropical, áreas classificadas como alta ficam mais evidentes, sendo essa mudança relacionada principalmente a forma de classificar os aquíferos e pela alteração do peso do parâmetro solo, o que evidenciou áreas com solos rasos ou pouco desenvolvidos, o que é de fundamental importância uma vez que em regiões tropicais os solos são a principal barreira para conter a contaminação das águas subterrâneas (Gaspar *et al.*, 2007; Carriconde-Azevedo *et al.*, 2013). A proximidade dos resultados dos dois métodos analisados é importante, pois evidencia que mesmo após as modificações sugeridas no DRASTIC-Tropical, as áreas de vulnerabilidade média do mapeamento DRASTIC se mantêm e as de vulnerabilidade alta são ampliadas com a utilização do método proposto.

O DRASTIC-Tropical se torna um método importante principalmente por manter os parâmetros do DRASTIC, mas adaptando as variáveis e os pesos à realidade das regiões de clima tropical e ao padrão de dados mais comumente gerados pelos órgãos públicos brasileiros. Essas mudanças são necessárias uma vez que ao empregar as variáveis dos parâmetros do DRASTIC, utilizando dados públicos, podem ocorrer sobreposição e duplicidade de variáveis, como no caso dos parâmetros aquífero e impacto da zona insaturada.

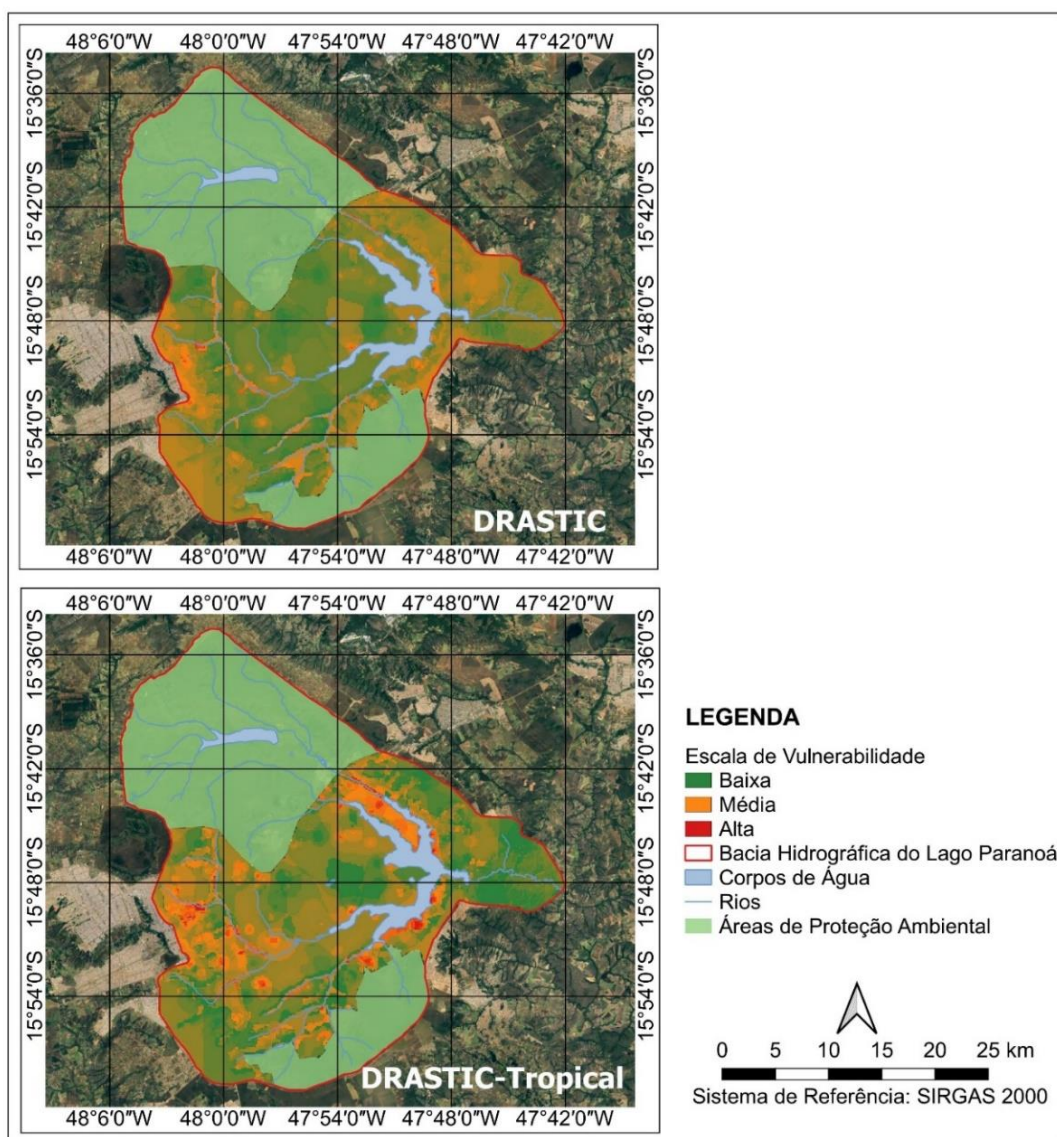


Figura 5.5: Mapa de vulnerabilidade a contaminação dos aquíferos da Bacia Hidrográfica do Paranoá, utilizando os métodos DRASTIC e DRASTIC-Tropical.

5.6. Conclusões

O mapeamento da vulnerabilidade à contaminação de aquíferos na Bacia Hidrográfica do Paranoá, utilizando os índices DRASTIC e DRASTIC-Tropical, demonstrou a importância dos SIGs na detecção de áreas mais suscetíveis à contaminação das águas subterrâneas, uma vez que *softwares* de SIG permitem o processamento, a integração e a espacialização das características envolvidas nos índices, gerando informações únicas que auxiliam na gestão municipal, principalmente quanto ao uso e ocupação do solo para preservação ambiental e para a qualidade de vida da população.

Em relação ao parâmetro solo, vale destacar que os principais contrastes entre os solos de regiões tropicais daqueles observados em regiões de climas temperados incluem: maiores espessuras, menor conteúdo de matéria orgânica, menor presença de argilominerais com estrutura

2:1, grande conteúdo de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio e maior estruturação. Apesar de apresentarem menor conteúdo de carbono orgânico e restrita presença de argilominerais, os solos de terrenos de climas tropicais e intertropicais apresentam aspectos que ampliam sua capacidade de retenção de contaminantes, principais de metais e íons.

As estruturas dos solos tropicais (mesmo as do tipo grumosa ou granular pequena) apresentam capacidade de retenção de cargas contaminantes na microporosidade interna. Neste caso esses espaços com diâmetros reduzidos atuam na parcela de retenção específica, enquanto a macroporosidade opera na parcela da vazão específica.

O pH e conteúdo de ferro e alumínio também auxiliam na retenção de contaminantes metálicos. Esses controles físico-químicos resultam no aumento da CTC em função das cargas geradas por substituições isomórficas em minerais das classes das argilas, óxido e hidróxidos.

A própria espessura do regolito dos solos tropicais, que inclui a soma do *pedum* (horizontes A + B) e do saprolito (horizonte C) também contribui para que solos de regiões de climas tropicais e subtropicais ampliem sua capacidade filtrante. Importante salientar que a máxima capacidade de retenção é associada ao *pedum*, enquanto que o horizonte saprolítico terá sua CTC vinculada ao tipo de material parental, que poderá formar diferentes tipos de argilominerais com distintas estruturas (tipo 1:1 ou 2:1).

A ponderação das classes de solos para aplicação do DRASTIC-Tropical deve ser avaliada caso a caso, a partir da descrição dos perfis, até o terceiro nível taxonômico. Contudo, os solos podem ser agrupados em quatro classes gerais para efeitos de análise preliminar. Essas classes indicam ordem decrescente de proteção aos aquíferos, conforme:

Grupo I - Organossolo;

Grupo II - Latossolos, Argissolos, Nitossolos, Organossolos e Gleissolos;

Grupo III - Chernossolos, Luvissolos, Espodossolos e Plintossolos; e

Grupo IV - Cambissolos, Neossolos, Planossolos e Vertissolos.

Os organossolos se enquadram em um grupo específico devido ao seu grande conteúdo de matéria orgânica (no mínimo 40 cm de horizonte hístico), que auxilia no controle das contaminações. O enquadramento das classes de solo no Grupo II é função da espessura maior dos solos com horizontes Bw, Bt, além da maior estruturação dos horizontes diagnósticos. O Grupo III inclui solos com espessuras intermediárias, presença potencial de argilominerais de alta atividade e moderado conteúdo de matéria orgânica. O Grupo IV é integrado por solos pouco espessos e menos evoluídos pedogeneticamente. Vertissolos, embora, contenham elevados teores de argilominerais com estrutura 2:1, apresentam porosidade muito elevada com a redução da capacidade de retenção dos contaminantes. Planossolos, também contêm uma camada rica em argilas no horizonte B plânico, mas em geral são pouco espessos.

Entretanto, para o melhor enquadramento e ponderação dos solos nos modelos de determinação da vulnerabilidade de aquíferos, a análise deve incluir maior número de critérios. Por exemplo, na avaliação de Gleissolo Háptico e Gleissolos Melânico (com horizonte hístico com 30 cm de espessura), a segunda classe deverá ter peso menor, pois apresenta maior capacidade de retenção de contaminantes vinculada ao horizonte rico em matéria orgânica. Outro exemplo seria a comparação de Neossolo Quartzarênico, com Neossolo Regolítico derivado de rocha granítica. Neste caso, o Neossolo Quartzarênico deverá ter peso maior em função do reduzido teor em argilas, em comparação com o Neossolo Regolítico (que deverá apresentar textura argilosa a muito argilosa em função do intemperismo dos feldspatos).

Com a aplicação do DRASTIC-Tropical, na bacia do Lago Paranoá, que incluiu modificações nos parâmetros solo, material do aquífero e impacto da zona não saturada, foi possível identificar uma mudança nas áreas de maior risco de contaminação. De modo geral, houve um aumento nas classes de risco de contaminação média e alta. Em relação as áreas classificadas como sendo de vulnerabilidade alta, ficaram evidentes regiões em que o solo é pouco espesso ou que apresenta um tipo de solo com baixa capacidade de retenção de contaminantes, indo ao encontro dos resultados gerados a partir de ensaios de contaminação em colunas de solo.

O resultado apresentado permite o estabelecimento de protocolos para criar condições mais favoráveis à proteção das águas subterrâneas em bacias localizadas em regiões de clima tropical, principalmente localizadas no Brasil, uma vez que o DRASTIC-Tropical foi modificado considerando a apresentação de dados geográficos gerados pelos órgãos públicos brasileiros, o que permite resultados de mapeamento da vulnerabilidade a contaminação mais coerentes e homogêneos, permitindo assim que o poder público tome decisões de forma mais assertiva na prevenção da contaminação dos aquíferos.

Outro aspecto importante é que os estudos de vulnerabilidade desenvolvidos no âmbito de projetos acadêmicos ou de planos diretores municipais, devem alcançar os tomadores de decisão e não permanecer apenas como um produto técnico intangível. Neste sentido, os mapas e relatórios devem apresentar informações diretas e linguagem simples para fácil compreensão por parte de políticos, assessores e demais tomadores de decisão.

Áreas classificadas como de elevada vulnerabilidade natural à contaminação devem ter sua ocupação vedada, sendo classificadas como áreas de preservação ambiental ou de preservação de mananciais subterrâneos. Por fim, vale ressaltar que os índices de vulnerabilidade, como o DRASTIC e DRASTIC-Tropical, não compreendem o estudo da probabilidade de ocorrência de um evento, mas sim o potencial de contaminação existente.

5.6. Referências

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (2020). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2020. Brasília: ANA. 118 p., disponível em: https://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/acervo/detalhe/87742. Acesso em: 22 set. 2024.
- AKHAVAN S., MOUSAVI S.F., KOUPIAI J.A., ABBASPOUR K.C. (2011) Conditioning DRASTIC model to simulate nitrate pollution case study: Hamadan–Bahar plain Environ Earth Sci 63:1155–1167. doi :10.1007/s12665-010-0790-1
- ALLER, L., BENNETT, T., LEHR, J. H., PETTY, R.J., HACKETT G (1987). DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. U.S. EPA Report 600/2-85/018.
- ANTONAKOS, A.K., LAMBRAKIS, N.J. (2007). Development and testing of three hybrid methods for the assessment of aquifer vulnerability to nitrates, based on the drastic model, an example from NE Korinthia, Greece. Journal of Hydrology, 333(2-4), 288-304.
- CAMPOS, J.E.G. (2004). Hidrogeologia do Distrito Federal: bases para a gestão dos recursos hídricos subterrâneos. Rev. Bras. Geocienc, 34, 41-48.
- CAMPOS, J.E.G.; DARDENNE, M.A.; FREITAS-SILVA, F.H.; MARTINS-FERREIRA, M.A.C. (2013). Geologia do Grupo Paranoá na porção externa da Faixa Brasília. Brazilian Journal of Geology, São Paulo, v. 3, n. 43, p. 461-476.
- CAMPOS, J.E.G., GALVÃO, M.F. (2023). Bacias hidrogeológicas: conceitos e aplicações. Derbyana, 44. <https://doi.org/10.14295/derb.v44.786>.
- CARRICONDE-AZEVEDO, M.F., GARNIER, J., CAMPOS, J.E.G., CUNHA, L.S. (2013). Estudo do Parâmetro Solo nos Métodos de Determinação de Vulnerabilidade à Contaminação de Aquíferos usando Colunas de Solos. In Congresso Brasileiro de Ciências do Solo (Vol. 34).
- CIVITA, M. 1994. Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento. Teoria and practica (Aquifer vulnerability maps to pollution). Pitagora, Bologna.
- CODEPLAN (2017). Atlas do Distrito Federal. Brasília. Secretaria de Educação e Cultural/Codeplan. 114 p. URL: <https://www.codeplan.df.gov.br/wp-content/uploads/2018/05/Atlas-do-Distrito-Federal-2017.pdf>. Acesso 27.06.2024
- DENNY, S. C.; ALLEN, D. M. (2007) DRASTIC-Fm: a modified vulnerability mapping method for structurally controlled aquifers in the southern Gulf Islands, British Columbia, Canada. Hydrogeology Journal, v. 15, p. 483-493.
- DIAS, L. T., & WALDE, D. H. G. (2013). Modelagem da dinâmica espacial do uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá-DF. Revista Brasileira de Cartografia, 65(1), 77-94.
- DINIZ, J. A. O., MONTEIRO, A. B., SILVA, R. D. C. D., & PAULA, T. L. F. D. (2014). Manual de cartografia hidrogeológica. CPRM.
- DOERFLIGER, N.; ZWAHLEN, F. (1997). EPIK: a new method for outlining of protection areas in karstic environment. In: Gunay G, Jonshon AI (eds) International symposium and field seminar on "karst waters and environmental impacts". Antalya, Turkey. Balkema, Rotterdam, pp 117-123.
- FEITOSA, E.C. (1997) Pesquisa de Água Subterrânea. In: F.A.C. Feitosa & J. Manoel Filho (Coords.) Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações. CPRM – Serviço Geológico do Brasil, Rio de Janeiro, 2ª ed. Rev. e Ampl. p. 53-80.
- FEITOSA, A.C.F.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E.C.; DEMÉTRIO, J.G.A. (Coord.). (2008). Hidrogeologia: conceitos e aplicações. CPRM/LABHID, Rio de Janeiro, 3ª ed. Ampliada e Revisada, 812 p.
- FETTER C.W. (2001). Applied Hydrogeology. Prentice-Hall, Inc, New Jersey, USA, 4th ed., 691 p.
- FREEZE, A.R.; CHERRY, J.A. (2017). Águas Subterrâneas. Tradução de Groundwater, Everton de Oliveira (coord.), Edição Instituto Água Sustentável, São Paulo, 698 p.
- FREITAS-SILVA F.H.; CAMPOS J.E.G. GEOLOGIA DO DISTRITO FEDERAL. (1998). In: IEMA/SEMATEC/UnB. Inventário Hidrogeológico e dos Recursos Hídricos Superficiais do Distrito Federal. Brasília. IEMA/ SEMATEC/UnB, v. 1, Parte I. 86p.
- FOCAZIO, M.J., T.E. REILLY, M.G. RUPERT, AND D.R. HELSEL. (2002). Assessing ground-water vulnerability to contamination: Providing scientifically defensible information for decision makers. US Department of Interior and US Geological Survey, Reston, VA. US Geological Survey Circular No. 1224
- FOSTER, S.S.D. & HIRATA, R.C.A. (1988). Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data. WHO-PAHO/HPE-CEPIS Technical Manual, Lima, Peru, 81p.

- GASPAR, M.T.P., CAMPOS, J.E.G., CADAMURO, A.L.M (2007). Condições de infiltração em solos na região de recarga do sistema aquífero Urucuia no oeste da Bahia sob diferentes condições de usos. *Brazilian Journal of Geology*, 37(3), 542-550.
- GOGU, R.C.; DASSARGUES, A. (2000). Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. *Environ Geol* 29(6):549-559.
- HOFFMANN OLIVEIRA, A., KLINKE NETO, G., & YOSHINAGA PEREIRA, S. (2017). Análise do Relevo para o Mapeamento de Áreas Favoráveis ao Processo de Infiltração. *Águas Subterrâneas*. <https://doi.org/10.14295/ras.v0i0.28736>
- LADEIRA, F., & MINETTE, E. (1984). A quantificação da alteração e da alterabilidade das rochas. *Geotecnia*, (40), 27-36.
- LINHARES, F. M.; ALMEIDA, C. N.; SILANS, A. M. B. P.; COELHO, V. H. R. (2014). Avaliação da Vulnerabilidade e do Risco à Contaminação das Águas Subterrâneas da Bacia Hidrográfica do Rio Gramame (PB). *Soc. & Nat., Uberlândia*, v. 26, n. 1.
- MEIRA, J. C. R., DE-CAMPOS, A. B., PEREIRA, L. C. (2014). Vulnerabilidade natural e perigo à contaminação de zona de recarga do Aquífero Guarani. *Águas Subterrâneas*, 28(1), 31-46.
- NOVAES-PINTO, M. (1994) Caracterização geomorfológica do Distrito Federal. Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas. Brasília, DF. Ed. UnB. v. 2, p. 285-320.
- OLIVEIRA, H. M. (2019) Análise de vulnerabilidade espacial do aquífero poroso do Conjunto Urbanístico de Brasília (CUB) a partir de métodos de indexação. 2019. 88 f., il. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade de Brasília, Brasília.
- OKE S. A., FOURIE F. (2017). Guidelines to groundwater vulnerability mapping for Sub-Saharan Africa, *Groundwater for Sustainable Development*, Volume 5, Pages 168-177, ISSN 2352-801X, <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2017.06.007>.
- PAGNOCCHESCHI, B. (2016) Governabilidade e governança das águas no Brasil.
- POPE, G.A. 2015. Regolith and weathering (rock decay) in the Critical Zone. In: J.R. Giardino; C. Houser (eds.) *Principles and dynamics of the Critical Zone. Developments in Earth Processes*, v. 19, New York, Elsevier, Chapter 4, 113-145.
- SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAUJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B. DE; CUNHA, T. J. F. (2018) *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 5. ed., rev. e ampl. - Embrapa. 356 p. Brasília, DF.
- SANTOS, P. R. P. (2010). Estudo da vulnerabilidade à poluição do aquífero Marizal na região de influência do Pólo Industrial de Camaçari (PIC). Dissertação (mestrado) – Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica. Salvador. 127f.
- SANTOS, R. G.; MARQUES, L.M.; STURARO, JR. (2016). Geoprocessamento Aplicado a Análise Do Índice De Vulnerabilidade Drastic No Sistema Aquífero Guarani em Ribeirão Bonito, SP. *Rev. Bras. Cartogr*, 68, 391-406.
- SERAPHIM, A.P.A., BEZERRA, M.C.L., OLIVEIRA, A. N. (2019). Implication of urban occupation patterns in the natural infiltration. In *Fábos Conference on Landscape and Greenway Planning* (Vol. 6, No. 1). University of Massachusetts. Amherst Libraries.
- SERAPHIM, A.P.A.; BEZERRA, M.C.L. (2019) Identificação de áreas de recarga de aquíferos e suas interfaces com áreas propícias à urbanização. *Paranoá, Brasília*, n. 23, p. 68-83, 2019. DOI: 10.18830/issn.1679-0944.n23.2019.07. Disponível em: <https://periodicos.unb.br/index.php/paranoa/article/view/20588>. Acesso em: 6 jan. 2022.
- SHEPARD, D. (1968). A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data. In *Proceedings of the 1968 23rd ACM National Conference* (pp. 517-524).
- SHIRAZI, S.M., IMRAN, H.M., AKIB, S. (2013) Groundwater vulnerability assessment in the Melaka State of Malaysia using DRASTIC and GIS techniques. *Environ Earth Sci* 70, 2293–2304. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2360-9>
- STRUCKMEIER, W. F., & MARGAT, J. (1995). *Hydrogeological maps: a guide and a standard legend* (Vol. 17). Hannover: Heise.
- VAN STEMPVOORT, D.; EWERT, L.; WASSENAAR, L. (1993). Aquifer Vulnerability Index: A GIS - Compatible method for groundwater vulnerability mapping. *Canadian Water Resources Journal*. 18(1):25-37.

Capítulo 6 – Discussões Integradas e Considerações Finais

O desenvolvimento econômico sustentável do Brasil e a gestão ambiental, dos recursos hídricos e dos solos têm sido temas bastante debatidos nas últimas décadas. Este trabalho de doutorado objetivou contribuir com essas discussões, visando ampliar o conhecimento a respeito do papel dos solos de regiões de clima tropical na proteção dos aquíferos.

A mitigação de contaminações em solos e águas subterrâneas, requer uma abordagem integrada e sistêmica, unindo estratégias de gestão ambiental, recuperação de solos contaminados e proteção dos recursos hídricos. Soluções baseadas na natureza, têm se mostrado eficazes na remoção ou estabilização de contaminantes, como a fitorremediação que utiliza espécies vegetais com capacidade de acumular ou transformar metais pesados e outros poluentes sem comprometer o desenvolvimento da planta. A mudança do pH do solo pode promover a precipitação de metais, tornando-os menos biodisponíveis, o que auxilia no controle de contaminantes, principalmente os metais pesados. Estratégias como a atenuação natural, em que os processos naturais do solo reduzem ou neutralizam os contaminantes ao longo do tempo, também devem ser consideradas como parte do manejo ambiental.

No que diz respeito à vulnerabilidade de contaminação dos aquíferos, a aplicação de modelos como o DRASTIC tem sido amplamente utilizada. Contudo, esses modelos não são totalmente adequados para regiões tropicais, pois não consideram adequadamente as características típicas dos solos dessas áreas, como mineralogia, pH ácido, cargas positivas, presença de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio e a estruturação dos horizontes (principalmente os mais superficiais A e AB), que afetam diretamente a retenção de contaminantes. Por exemplo, solos como os da classe do Latossolo têm alta capacidade de adsorção devido à sua composição e estrutura, o que proporciona boa retenção de metais pesados. No entanto, o modelo tradicional de avaliação de vulnerabilidade não leva em conta de forma precisa esses aspectos, o que pode gerar avaliações imprecisas e ineficazes. Assim, modelos que considerem as especificidades de cada área, como o DRASTIC-Tropical, são importantes para melhor gestão ambiental, gerando resultados mais precisos e adequados para tomadores de decisões.

Os mantos de intemperismo observados em regiões de climas tropicais e intertropicais (quentes e com elevada taxa anual de chuvas) são espessos, pobres em argilominerais, pobres em matéria orgânica, muito estruturados, ácidos e ricos em óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro. Em função da ausência de argilominerais e matéria orgânica podem, em primeira análise, ser avaliados como com baixa capacidade de contenção das cargas contaminantes. Contudo, o presente estudo demonstrou que a estruturação e as feições físicas e químicas conferem a estes solos boa capacidade de retenção de distintas cargas de poluentes.

Dentre as feições dos solos de regiões de climas úmidos e quentes mais importantes para ampliar sua função de proteção dos aquíferos, destacam-se: a espessura grande (que corresponde ao maior volume do elemento filtrante); sua estruturação, principalmente na forma de grânulos e grumos (a microporosidade no interior destes agregados tem capacidade de retenção de íons e coloides); ampla presença de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio (que podem reter contaminantes em função de suas cargas positivas) e propriedades químicas como pH e potencial de óxido-redução extremos (que podem facilitar reações químicas e equilíbrios físicos com diferentes tipos de contaminantes).

A gestão integrada dos recursos naturais exige que diferentes componentes do ambiente sejam abordados de maneira coordenada. A ocupação do território, por exemplo, deve ser planejada para evitar a contaminação de solos e águas subterrâneas, especialmente em áreas de vulnerabilidade elevada. A recuperação de solos contaminados e a gestão dos recursos hídricos devem ser tratadas conjuntamente, já que o impacto em uma dessas áreas pode afetar negativamente a outra. Em áreas com maior risco de contaminação, é fundamental adotar medidas de proteção, como a não ocupação dessas áreas e o controle rigoroso das atividades poluentes. A integração entre essas estratégias cria um sistema que não apenas mitiga os danos ambientais, mas também potencializa os efeitos benéficos das ações de restauração e conservação.

Uma estratégia eficaz de gestão ambiental deve envolver o mapeamento e o monitoramento da vulnerabilidade de aquíferos, com a implementação de práticas de recuperação de solos contaminados e a gestão de recursos hídricos de forma integrada. Isso inclui não apenas a identificação de áreas de vulnerabilidade máxima e a proibição de ocupação nessas zonas, mas também a implementação de medidas de contenção, como a restauração da vegetação nativa e o uso de barreiras físicas e biológicas para proteger os recursos hídricos. Quando esses componentes são tratados conjuntamente, é possível garantir que os esforços de recuperação e proteção ambiental se complementem, resultando em uma gestão eficaz dos recursos naturais e uma melhoria na qualidade de vida da população.

Para além das questões técnicas que promovem a determinação da vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação e podem auxiliar na determinação dos riscos a contaminação dos reservatórios subterrâneos, um dos pontos mais importantes é que os produtos cartográficos sejam efetivamente apresentados aos legisladores e aos tomadores de decisões executivas, para assim alcançarem seu objetivo primordial que é o direcionamento da ocupação da superfície sobre os aquíferos.

Uma forma para se potencializar a aplicação dos produtos de avaliação de vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação é com a sua inclusão obrigatória nos estudos técnicos que direcionam e ordenam a ocupação dos territórios. Mapas de vulnerabilidade a contaminação dos

aquíferos, de potencial de perda de solos ou de potencial de recarga deveriam necessariamente ser apresentados em estudos ambientais de diferentes modalidades, incluindo:

- Estudos integrados de bacia hidrográfica – EIBH;
- Planos diretores de ordenamento territorial – PDOT;
- Zoneamentos ecológico-econômicos – ZEE;
- Estudos de impacto ambiental e reletórios de impacto ambiental – EIA/RIMA;
- Estudos para a delimitação de zonas de proteção de poços e de mananciais subterrâneos;
- E outros.

Em síntese, a gestão ambiental eficaz requer uma abordagem holística, onde a proteção dos aquíferos, a remediação de solos contaminados e a ocupação sustentável do território devem ser realizadas de maneira conjunta, sistêmica e sinérgica, levando em consideração as especificidades dos solos tropicais e os métodos mais adequados para lidar com a contaminação e preservar os recursos naturais.

ANEXO 1

| Referência | Método / Avaliação | Parâmetro |
|--|--|--|
| Le Grand (1964) | Avaliação de Diques de Contenção (<i>Surface Impoundment Assessment</i>) Sistemas de disposição de águas servidas; Vulnerabilidade específica | <ul style="list-style-type: none"> • Zona não saturada • Importância do recurso • Qualidade das águas subterrâneas • Periculosidade do material |
| Margat (1968) | Método Francês Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Geologia |
| Vrana (1968) Olmer e Rezac (1974) | Mapeamento para proteção de aquíferos | <ul style="list-style-type: none"> • Características hidrogeológicas da zona insaturada • Meio aquífero |
| Albinet e Margat (1970) BRGM (1970) | Mapeamento da vulnerabilidade à contaminação de aquíferos | <ul style="list-style-type: none"> • Conexões de aquíferos com águas superficiais • Características hidrogeológicas da zona insaturada • Profundidade da água • Meio aquífero • Condutividade hidráulica do aquífero |
| Taltasse (1972) | Poluição dos Lençóis Aquíferos Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Geologia (litologia e estrutura) |
| Hagerty <i>et al.</i> (1973) | Sistema de Classificação de "Sites" Site Ranking System Disposição de produtos químicos, novos e em operação | <ul style="list-style-type: none"> • Solo • Hidrodinâmica do aquífero • Ar • População próxima |
| Fenge (1976) | Mapeamento para locação de aterro sanitário | <ul style="list-style-type: none"> • Solo (Espessura, textura e mineralogia) • Recarga • Características hidrogeológicas da zona insaturada • Profundidade do nível freático • Variação do nível piezométrico • Tipo de aquífero • Condutividade hidráulica do aquífero |
| Josopait e Swerdtfeger (1976) | Vulnerabilidade Geral | <ul style="list-style-type: none"> • Recarga • Características hidrogeológicas da zona insaturada • Profundidade do nível freático • Tipo de aquífero • Condutividade hidráulica do aquífero |
| Philips <i>et al.</i> (1977) | Matriz de Interação Solo (<i>Resíduo Waste-Soil Interaction Matrix</i>) Disposição de resíduos sólidos e líquidos e novas indústrias | <ul style="list-style-type: none"> • Efeitos na saúde • Características do produto químico • Comportamento do produto • Capacidade do solo/atenuação • Hidrogeologia • Característica do local |
| Kulfs <i>et al.</i> (1980) | Metodologia de Classificação de "Sites" <i>Site Ranking Methodology</i> Disposição de resíduos sólidos e líquidos e novas indústrias | <ul style="list-style-type: none"> • Receptor- população / uso da água/ uso local/ degradação ambiental • Caminhos, nível e tipo de contaminação; profundidade do nível d'água, pluviometria, permeabilidade do solo • Característica do resíduo toxicidade, persistência • Prática de manejo |
| Silva <i>et al.</i> (1980) | TPE Áreas de risco de contaminação | <ul style="list-style-type: none"> • Velocidade da água subterrânea • Porcentagem de argila • Atividade potencialmente contaminante |

| Referência | Método / Avaliação | Parâmetro |
|------------------------------------|--|---|
| | | <ul style="list-style-type: none"> • Exploração dos aquíferos |
| Duarte (1980) | Mapa de Vulnerabilidade Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Características litológicas • Áreas de recarga e descarga |
| Vierhuff <i>et al.</i> (1980) | Método Alemão Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Características hidrogeológicas da zona insaturada • Profundidade do nível freático • Tipo de aquífero • Condutividade hidráulica do aquífero |
| Western Michigan University (1981) | <i>Brine Disposal Methodology</i> Águas de formação em campos de petróleo e gás; Vulnerabilidade específica | <ul style="list-style-type: none"> • Método de disposição • Volume • Geologia • Densidade de poços de Petróleo • Proximidade de poços de água |
| Caldwell <i>et al.</i> (1981) | Sistema de Classificação de Ameaças (<i>Hazard Ranking System</i>) Áreas prioritárias para limpeza do aquífero | <ul style="list-style-type: none"> • Migração - característica do meio e resíduo; Quantidade de produto • População próxima • Exploração e fogo • Contato direto |
| Le Grand (1983) | Classificação de “sites” para Aterro (<i>Landfill Site Ranking</i>) (<i>Método Le Grand-Brown</i>) Aterros sanitários novos e em operação; Vulnerabilidade específica | <ul style="list-style-type: none"> • Distância aterro e poços produtores • Profundidade do nível d’água • Gradiente do aquífero • Permeabilidade e capacidade de atenuação |
| Zampetti (1983) | Mapeamento para quantidade e qualidade das águas subterrâneas | <ul style="list-style-type: none"> • Características hidrogeológicas da zona insaturada • Profundidade do nível freático |
| Villumsen <i>et al.</i> (1983) | Mapeamento da vulnerabilidade dos aquíferos em relação à poluição superficial | <ul style="list-style-type: none"> • Solo (espessura, textura e mineralogia) • Características hidrogeológicas da zona insaturada • Profundidade do nível freático • Variação do nível piezométrico • Tipo de aquífero • Condutividade hidráulica do aquífero |
| Haertle (1983) | Vulnerabilidade geral dos aquíferos | <ul style="list-style-type: none"> • Características hidrogeológicas da zona insaturada • Profundidade do nível freático |
| Vrana (1984) | Cartografia das condições de proteção das águas subterrâneas | <ul style="list-style-type: none"> • Taxa de precipitação • Solo (espessura, textura e mineralogia) • Características hidrogeológicas da zona insaturada • Meio aquífero |
| Subirana <i>et al.</i> (1984) | Mapeamento da vulnerabilidade geral dos aquíferos | <ul style="list-style-type: none"> • Conexões do aquífero com águas superficiais • Características hidrogeológicas da zona insaturada • Profundidade do nível freático • Tipo de aquífero • Condutividade hidráulica do aquífero |
| Rao <i>et al.</i> (1985) | Índice de Pesticidas (<i>Pesticide Index</i>) Vulnerabilidade associada à pesticidas | <ul style="list-style-type: none"> • Características físico-química de pesticidas • Clima • Perfil do solo; • Cultura |
| Engelen (1985) | Vulnerabilidade e restauração de sistemas de água subterrânea em | <ul style="list-style-type: none"> • Conexões do aquífero com águas superficiais • Características hidrogeológicas da zona |

| Referência | Método / Avaliação | Parâmetro |
|--------------------------------|---|--|
| | terrenos não consolidados | insaturada <ul style="list-style-type: none"> • Profundidade do nível freático • Tipo de aquífero |
| Zaporozec (1985) | Mapeamento para proteção de águas subterrâneas | <ul style="list-style-type: none"> • Características dos solos (propriedades físicas e químicas) • Características hidrogeológicas da zona insaturada e tipo de aquífero • Profundidade do nível freático • Tipo de aquífero |
| Ramolino (1986) | IPN Vulnerabilidade | <ul style="list-style-type: none"> • Fertilização com Nitrogênio • Recarga • Textura do solo • Profundidade do nível freático |
| Breeuwsma <i>et al.</i> (1986) | Vulnerabilidade ambiental em função das características dos solos | <ul style="list-style-type: none"> • Características dos solos (propriedades físicas e químicas) • Conexões de aquíferos com águas superficiais • Recarga • Características hidrogeológicas da zona insaturada • Profundidade do nível freático • Condutividade hidráulica do aquífero |
| Aller <i>et al.</i> (1987) | DRASTIC Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Profundidade água subterrânea • Recarga • Meio aquífero • Solo • Topografia • Impacto no aquífero • Condutividade hidráulica |
| Goossens e Van Damme (1987) | Método Flamengo | <ul style="list-style-type: none"> • Solo (espessura, textura e mineralogia) • Profundidade do nível freático • Meio aquífero |
| Carter <i>et al.</i> (1987) | <i>Groundwater Vulnerability Map For Nitrate</i> Potencial de lixiviação de nitrato | <ul style="list-style-type: none"> • Tipo de solo • Característica hidráulica e litológica do aquífero |
| Marcolongo e Pretto (1987) | Vulnerabilidade geral, baseado na teoria do fluxo de pistão | <ul style="list-style-type: none"> • Condutividade hidráulica zona insaturada • Profundidade da água subterrânea • Umidade do solo • Solo (espessura, textura e mineralogia) • Recarga |
| Aller <i>et al.</i> (1987) | DRASTIC Pesticide Este método consiste num índice de Vulnerabilidade específica para um tipo de poluente: os pesticidas. Alterado unicamente os ponderadores | <ul style="list-style-type: none"> • Profundidade água subterrânea • Recarga • Meio aquífero • Solo • Topografia • Impacto no aquífero • Condutividade hidráulica • Pesticidas |
| Sotornikova e Vrba (1987) | Mapeamento da vulnerabilidade geral dos aquíferos | <ul style="list-style-type: none"> • Permeabilidade dos solos • Meio aquífero • Profundidade do nível freático • Condutividade hidráulica do aquífero • Características hidrogeológicas da zona insaturada |
| Schmidt (1987) | Efeito da Irrigação nos aquíferos | <ul style="list-style-type: none"> • Solo (espessura, textura, mineralogia e propriedades químicas) • Conexões de aquíferos com águas superficiais |

| Referência | Método / Avaliação | Parâmetro |
|-------------------------------------|---|---|
| | | <ul style="list-style-type: none"> • Características hidrogeológicas da zona insaturada • Profundidade do nível freático |
| Foster e Hirata (1988) | GOD Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Tipo de aquíferos • Litologia zona vadosa • Profundidade da água |
| Trojan e Perry (1988) | Avaliação do risco hidrogeológico em grandes áreas geográficas | <ul style="list-style-type: none"> • Taxa de precipitação • Topografia • Permeabilidade dos solos • Recarga de rede • Características hidrogeológicas da zona insaturada • Profundidade do nível freático • Tipo de aquífero |
| Civita <i>et al.</i> (1990) | Sintacs Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Profundidade do nível freático • Infiltração • Características hidrogeológicas da zona insaturada • Meio de aquífero • Solo • Condutividade hidráulica do aquífero • Topografia |
| Civita (1990) | GNDCI BASIC Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Conexões de aquíferos com águas superficiais • Características hidrogeológicas da zona insaturada • Profundidade do nível freático • Tipo de aquífero • Condutividade hidráulica do aquífero |
| Adams e Foster (1992) | Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Característica litológica e de permeabilidade • Profundidade da água |
| Ferreira e Hirata (1993) | Perigo Associado a Sistema de Saneamento In Situ Áreas de maior perigo por sistemas de saneamento <i>in situ</i> | <ul style="list-style-type: none"> • Vulnerabilidade (GOD) • Densidade de população • Análises indicadores físico-químicos (condutividade elétrica) |
| Van Stempvoort <i>et al.</i> (1993) | AVI Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Espessura da camada litológica j acima do aquífero superior • Condutividade hidráulica estimada em cada uma das camadas |
| Ray e Odell (1993) | DIVERSITY Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Potencial de recarga • Velocidade de fluxo • Direções de fluxo |
| De Regibus (1994) | ISIS Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Topografia • Solo (espessura, textura e mineralogia) • Recarga • Características hidrogeológicas da zona insaturada • Profundidade do nível freático • Tipo de aquífero |
| Davis <i>et al.</i> (1994) | KARSTIC Vulnerabilidade de aquífero cársticos | <ul style="list-style-type: none"> • Desenvolvimento cársticos • Grau de fraturamento • Meio aquífero • Recarregar • Solo • Topografia (declive) • Litologia da zona não saturada • Profundidade do lençol freático |

| Referência | Método / Avaliação | Parâmetro |
|-----------------------------------|---|--|
| | | <ul style="list-style-type: none"> • Condutividade hidráulica do aquífero |
| Auge (1995) | EKv Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Profundidade da superfície freática • Condutividade vertical da zona não saturada |
| Navulur e Enger (1996) | SEEPAGE Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Declividade • Profundidade do lençol freático • Material da zona vadosa • Tipo de aquífero • Profundidade do solo • Potencial de atenuação (características físicas e químicas dos solos) |
| Doerfliger e Zwalhen (1997) | EPIK Desenvolvido para avaliar vulnerabilidade de aquífero cársticos | <ul style="list-style-type: none"> • Epicarstes • Cobertura de proteção • Condições de infiltração • Desenvolvimento cársticos |
| Banton <i>et al.</i> (1997) | EVARISK Vulnerabilidade geral - Aquíferos confinados | <ul style="list-style-type: none"> • Solo • Características das zonas vadasas • Profundidade da Zona Vadosa • Diferença de aquíferos confinados |
| Plano Nacional da Água (1998) | EPPNA Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Características litológicas • Hidrogeológicas do sistema de aquífero |
| Malik e Svasta (1999) | REKS Vulnerabilidade de aquíferos cársticos | <ul style="list-style-type: none"> • Tipo de aquíferos • Epicarstes • Grau de Carstificação • Solos |
| Murat (2000) | MINNESOTA Vulnerabilidade geral - Aquíferos confinados | <ul style="list-style-type: none"> • Solos • Características da zona vadosa • Profundidade do lençol freático • Diferença de aquíferos confinados |
| Pelet-Giraud <i>et al.</i> (2000) | RISKE Vulnerabilidade de aquífero cársticos | <ul style="list-style-type: none"> • Meio aquífero • Condições de infiltração (declive) • Solo; • Grau de Carstificação • Epicarstes |
| Auge (2001) | $\Delta HT'$ Vulnerabilidade em aquífero semiconfinado | <ul style="list-style-type: none"> • Potencial hidráulico • Transmissividade vertical |
| Jeannin <i>et al.</i> (2001) | VULK Mapeamento de poluição | <ul style="list-style-type: none"> • Características dos contaminantes • Espessura do solo • Fluxos • Coeficiente de dispersividade, porosidade |
| Vias <i>et al.</i> (2002) | COP Vulnerabilidade geral considerando precipitação | <ul style="list-style-type: none"> • Solos • Condições de infiltração • Precipitação (quantidade e intensidade) |
| Goldcheider (2002) | PI Vulnerabilidade em aquíferos cársticos | <ul style="list-style-type: none"> • Solo • Meio aquífero • Processo de fluxo dominante • Escoamento em função do declive e cobertura vegetal • Feições cársticas de superfície |
| Daly <i>et al.</i> (2002) | PCOK <i>European approach</i> Vulnerabilidade de aquífero cársticos | <ul style="list-style-type: none"> • Precipitação • Concentração de fluxo • Camadas sobrejacentes dos aquíferos • Feições cársticas |
| Dunne (2003) | LEA | <ul style="list-style-type: none"> • Solo • Escoamento em função da inclinação e |

| Referência | Método / Avaliação | Parâmetro |
|---------------------------------|---|--|
| | Vulnerabilidade de aquífero cársticos | cobertura vegetal • Feições cársticas |
| Ross <i>et al.</i> (2004) | DAT Vulnerabilidade geral | • Recarga da água subterrânea • Espessura do solo • Conteúdo volumétrico de água no solo |
| Ribeiro (2005) | SI Vulnerabilidade Específica | • Profundidade água subterrânea • Recarga • Tipo de aquífero • Topografia • Ocupação do solo |
| Chachadi e Lobo-Ferreira (2005) | GALDIT Determinar a vulnerabilidade de um determinado aquífero à intrusão salina. Vulnerabilidade Específica | • Ocorrência de aquíferos • Condutividade hidráulica do aquífero • Nível piezométrico • Distância à linha de costa • Impacto da intrusão salina na área • Espessura do aquífero |
| Mendoza e Bermen (2006) | DRASTICM Vulnerabilidade geral | • Profundidade água subterrânea • Recarga • Meio aquífero • Solo • Topografia • Impacto no aquífero • Condutividade hidráulica • Densidade dos lineamentos |
| Wang <i>et al.</i> (2007) | DRAMIC Vulnerabilidade geral | • Profundidade água subterrânea • Recarga • Meio aquífero • Impacto no aquífero • Espessura do aquífero • Impacto antropogênico |
| Ravbar e Goldscheider (2007) | Método Esloveno Vulnerabilidade de aquífero cársticos | • Textura e espessura do solo; • Litologia e fraturamento; • Contenção; • Declive e vegetação; • Recursos de superfície; • Dias chuvosos; • Eventos extremos. |
| Guo <i>et al.</i> (2007) | DRARCH Vulnerabilidade Geral | • Profundidade água subterrânea • Recarga • Impacto no aquífero • Condutividade hidráulica • Espessura aquífero |
| Bós (2007) | BÓS Vulnerabilidade Específica | • Profundidade água subterrânea • Recarga • Meio aquífero • Solo • Topografia • Impacto no aquífero • Condutividade hidráulica • Ocupação do solo |
| Heredia e Cirelli (2007) | SAI Índice de Atenuação do Solo | • Profundidade do nível freático • Espessura da zona vadosa • Conteúdo de carbono orgânico • Capacidade de troca catiônica • pH |

| Referência | Método / Avaliação | Parâmetro |
|---------------------------------|---|---|
| | | <ul style="list-style-type: none"> • Conteúdo de argila. |
| Cunha (2009) | SORETO Vulnerabilidade Geral | <ul style="list-style-type: none"> • Solo • Recarga • Topografia • Zona vadosa • Profundidade do nível estático • Aquífero • Condutividade hidráulica |
| Dörfliger <i>et al.</i> (2009) | PaPRIKa Vulnerabilidade Geral | <ul style="list-style-type: none"> • Caracterização da área de captação de rios • Solos • Características das camadas sobrejacentes • Características da camada insaturada • Comportamento epicárstico • Geologia • Infiltração • Grau de carstificação |
| Zhou <i>et al.</i> (2010) | DRAV Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Profundidade água subterrânea • Recarga • Meio aquífero |
| Khan <i>et al.</i> (2010) | DRASIC-LU Vulnerabilidade Específica | <ul style="list-style-type: none"> • Profundidade água subterrânea • Recarga • Meio aquífero • Solo • Impacto no aquífero • Condutividade hidráulica • Impacto Antropogênico |
| Qian <i>et al.</i> (2011) | OREADIC Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Conteúdo de matéria orgânica do solo • Recarga • Extração de água freática • Meio aquífero • Profundidade lençol freático • Impacto da zona vadosa • Condutividade hidráulica do aquífero |
| Maia (2011) | MAIA Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Profundidade da água • Espessura do solo • Declividade do terreno • Capacidade específica • Recarga potencial • Densidade de fraturas ou transmissividade do aquífero |
| Alam <i>et al.</i> (2012) | DRASTIC-LU Vulnerabilidade Específica | <ul style="list-style-type: none"> • Profundidade água subterrânea • Recarga • Meio aquífero • Solo • Topografia • Impacto no aquífero • Condutividade hidráulica • Impacto Antropogênico • Pesticida |
| Van Beynen <i>et al.</i> (2012) | KAVI Vulnerabilidade de aquífero cársticos | <ul style="list-style-type: none"> • Permeabilidade dos solos • Profundidade do nível freático • Condutividade hidráulica • Epicarstes • Uso do Solo • Proximidade de vias |

| Referência | Método / Avaliação | Parâmetro |
|-------------------------------------|--|---|
| Jiménez-Madrid <i>et al.</i> (2013) | DRISTPi Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Profundidade do lençol freático • Recarrega • Litologia da zona vadosa • Impacto no aquífero • Espessura do aquífero • Impacto antropogênico. |
| Biondic <i>et al.</i> (2015) | KAVA Vulnerabilidade de aquífero cárlicos | <ul style="list-style-type: none"> • Solos • Quantidade de dolinas por km² • Meio Aquífero • Precipitação |
| Singh <i>et al.</i> (2015) | DRASTICA Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Profundidade água subterrânea • Recarga • Meio aquífero • Solo • Topografia • Condutividade hidráulica • Impacto antropogênico |
| Chenini <i>et al.</i> (2015) | DRIST Vulnerabilidade Específica | <ul style="list-style-type: none"> • Profundidade água subterrânea • Recarga • Solo • Topografia • Impacto no aquífero • Especificidade regional |
| Noori <i>et al.</i> (2019) | SINTACS-LU Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Profundidade do nível freático • Infiltração • Características hidrogeológicas da zona insaturada • Meio de aquífero • Solo • Condutividade hidráulica do aquífero • Topografia • Uso e ocupação do solo |
| Fransisco <i>et al.</i> (2019) | SDR Vulnerabilidade geral (aquífero livre granular) | <ul style="list-style-type: none"> • Condutância Longitudinal Unitária • Declividade • Recarga |
| Stevanovic (2021) | CC-PESTO Vulnerabilidade de aquífero cárlicos associado ao clima | <ul style="list-style-type: none"> • Vulnerabilidade intrínseca • Permeabilidade • Capacidade de Armazenamento • Recarga • Declividade |
| Fernandes e Hirata (S/D) | Mapa de Vulnerabilidade de Aquíferos Fraturados (Vultrac) Vulnerabilidade geral | <ul style="list-style-type: none"> • Intensidade de faturamento • Profundidade do nível estático |

Fonte: adapto de Hirata e Rebouças (1999); Civita (2010), Chrispim (2016); Hoppe (2018); Barbulescu (2020).