



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA**



## **DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

Abordagem da Vulnerabilidade Química e Risco de Contaminação dos Solos por Metais Pesados em Área dos Municípios de Pains, Arcos e Córrego Fundo – MG, Baseada nos Constituintes dos Solos Retentores dos Metais Pesados.

**AUTOR:** Adriano Fernandes de Moraes

**ORIENTAÇÃO:** Professor Dr. Adolf Heinrich Horn

Nº 89

BELO HORIZONTE

DATA (14/12/2007)

Adriano Fernandes de Moraes

Abordagem da Vulnerabilidade Química e Risco de Contaminação dos Solos por Metais Pesados em Área dos Municípios de Pains, Arcos e Córrego Fundo – MG, Baseada nos Constituintes dos Solos Retentores dos Metais Pesados.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geologia do Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito para obtenção do título de mestre em Geologia.  
Área de concentração: Geologia Econômica e Aplicada.  
Orientador: Prof. Dr. Adolf Heinrich Horn.

BELO HORIZONTE  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS DA UFMG

2007

M827a  
2007

Moraes, Adriano Fernandes de.

Abordagem da vulnerabilidade química e risco de contaminação dos solos por metais pesados em área dos municípios de Pains, Arcos e Córrego Fundo – MG [manuscrito]: baseada nos constituintes dos solos retentores dos metais pesados / Adriano Fernandes de Moraes. – 2007.

xi, 101 f. : il. mapas, fots, tabs color; enc.

Orientador: Adolf Heinrich Horn.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, 2007.

Área de concentração: Geologia Econômica e Aplicada.

Bibliografia: f. 91-95

1. Geologia ambiental – Minas Gerais – Teses. 2. Carste – Minas Gerais – Teses. 3. Solos – Contaminação – Pains (MG).– Teses. 4. Metais pesados – Pains (MG) – Teses. I. Horn, Adolf Heinrich. II. Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, Departamento de Geologia. III. Título.

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
COLEGIADO DE PÓS - GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA  
MESTRADO EM GEOLOGIA  
Área de Concentração:  
Geologia Econômica**

**APROVAÇÃO DA DISSERTAÇÃO**

**Aluno:** Adriano Fernandes de Moraes

**Orientador:** Dr. Adolf Heinrich Horn

**Título:** Abordagem da Vulnerabilidade Química e Risco de Contaminação dos Solos por Metais Pesados em Área dos Municípios de Pains, Arcos e Córrego Fundo – MG, Baseada nos Constituintes dos Solos Retentores dos Metais Pesados.

**Banca EXAMINADORA**

**Titulares**

Dr. Adolf Heinrich Horn - IGC/UFMG

Dra. Cristiane Valéria de Oliveira - IGC/UFMG

Dr. Jorge Carvalho de Lena - DEGEO/UFOP

**Suplente**

Dr. Hubert Mathias Peter Roeser - DEGEO/UFOP

Belo Horizonte, 14 de dezembro de 2007.

## *ADRADECIMENTOS*

A Deus, criador dos solos, das águas, do ar, do homem ...

À minha querida irmã, cujo apoio me trouxe até aqui.

Aos meus pais e demais entes da minha família.

À minha namorada Priscilla Palmeiras de Freitas.

Ao meu orientador Dr. Adolf Heinrich Horn pela orientação isenta de tensões e pela amizade.

À banca examinadora da defesa desta dissertação.

À Profa. Dra. Cristiane Valéria de Oliveira pela disponibilização do laboratório de Geomorfologia do Instituto de Geociências da UFMG.

Ao Prof. Dr. Maurício Paulo Ferreira Fontes pela disponibilização do laboratório de Mineralogia do Departamento de Solos – DPS da Universidade Federal de Viçosa - UFV e pelas instruções e ao amigo e colega Carlos Eduardo Pacheco de Lima.

Aos meus amigos de graduação, de pós - graduação, de trabalho (SISEMA - MG) e de outras convivências.

Aos professores do Instituto de Geociências da UFMG, e de outros setores por onde passei, pelo conhecimento valioso a mim transmitido.

Ao CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela bolsa de mestrado inicialmente concedida.

Ao amigo Alano Aleixo G. Pereira, da Gerência Monitoramento e Geoprocessamento da FEAM, pelo apoio técnico e ao Polynice Rabelo Mourão Júnior, pela disponibilização da estrutura desta gerência.

A Rosângela Moreira Gurgel Machado pelo incentivo a busca pelo saber.

Ao professor Fernando Barbosa Egreja Filho e Lucília Alves Linhares pelo apoio laboratorial e conselhos.

Aos técnicos William Fonseca de Figueiredo Santos, Nívea Regina Vitalino de Melo, Ricardo Carvalhaes Henrique e José Francisco Dias.

Àqueles que contribuíram de alguma forma com a execução deste projeto.

*“Do suor do teu rosto comerás o teu pão, até que tornes à terra, porque dela foste tomado;  
porquanto és pó, e ao pó tornarás”.*

*Gênesis 3:19*

*“Todos vão para um lugar; todos foram feitos do pó, e todos voltarão ao pó”.*

*Eclesiastes 3:20*

## *O Carste*

*Cráton, um terreno estável.*

*Um mar suave e claro.*

*Muita luz envolve a água.*

*Eis a vida num tom bravo.*

*Mas a vida morre e sedimenta.*

*Os sais se depositam.*

*O sedimento aumenta.*

*Vão anos e a rocha se inicia.*

*Por isto ou aquilo o mar seca.*

*A chuva cai e traz consigo o gás.*

*O gás acidifica e a rocha risca.*

*A água segue e deixa um conduto atrás.*

*Drenagem complexa e diversa.*

*Permeabilidade surpreendente.*

*Geomorfologia típica e intrínseca.*

*Naturalmente sem danos evidentes.*

*Mas o solo fértil é agricultável.*

*O calcário puro é explorável.*

*A energia do resíduo se mostra empregável.*

*E o pó gera um tom esbranquiçado.*

*Tudo é lavado pela água.*

*Tudo é carregado para baixo.*

*Pó e metais no carste se aprofundam.*

*Risco evidente, dano presente.*

*Do autor desta dissertação. Belo Horizonte, em 24 de março de 2006.*

## Biografia do Autor

Adriano Fernandes de Moraes é natural de Campo Belo – MG. Nasceu numa sexta-feira, em 10 de outubro de 1980. É filho de Agnelo Almeida de Moraes e Dalva Maria Fernandes de Moraes. Seus cinco anos iniciais de educação formal ocorreram numa escola municipal próxima ao sítio da família. Neste sítio morou até os 11 anos de idade. O primeiro e segundo graus foram cursados numa escola estadual (Colégio Polivalente). Em abril de 1999 iniciou sua graduação no curso de bacharelado em química pela Universidade Federal de Viçosa – MG. Em 2002, quando estava prestes a finalizar seu bacharelado, interessou-se pelo curso de Engenharia Ambiental da UFV ... em janeiro de 2005 colou grau em Engenharia Ambiental e em julho de 2005 colou grau no bacharelado em química. Em agosto de 2005 mudou-se para Belo Horizonte e iniciou seu mestrado em Geologia no Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais. Em julho de 2006, após aprovação em concurso público, começou a trabalhar na Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM) – MG no cargo de Analista Ambiental. Iniciando sua atuação na análise de licenciamentos ambientais e fiscalizações de indústrias químicas, atualmente trabalha na Gerência de Gestão da Qualidade do Solo.



## Glossário

Bombas Químicas de Tempo: Estado de imobilidade de um poluente em um compartimento ambiental sendo que, em caso de uma ação futura de matéria e/ou energia sobre tal compartimento, o poluente poderá ser disponibilizado a outros compartimentos ambientais.

Conduto: Caminho gerado na rocha por meio da ação de dissolução da água. Quando suas dimensões aumentam podem se tornar cavernas.

CTC: Capacidade de Troca Catiônica (cmol<sub>c</sub>/Kg)

Dolina: Ocorre em ambientes cársticos devido a subsidência do solo de forma a se gerar uma área com bacia de drenagem tipicamente radial.

Fracionamento químico: Determinação quantitativa das diferentes espécies químicas de determinada substância.

MO: Teor de matéria orgânica (%).

O: Teores de óxidos de ferro e alumínio (%).

PCZ: Ponto de carga zero. Valor do pH no qual as cargas de um constituinte dos solos são inexistentes ou se neutralizam completamente.

pH: Potencial hidrogeniônico. Medida logarítmica da atividade do cátion H<sup>+</sup> em uma solução.

Ressurgência: Local no qual a água sai de um ambiente subterrâneo para a superfície.

SIG: Sistema de Informação Geográfica

Sumidouro: Local no qual a água deixa a superfície e adentra em um ambiente subterrâneo.

## SUMÁRIO

Agradecimentos .....	i
Mensagem .....	ii
Dedicatória: Poema “ <i>O Carste</i> ” .....	iii
Biografia do Autor .....	iv
Glossário .....	v
Sumário.....	vi
Lista de Figuras .....	viii
Lista de Quadros .....	ix
Resumo .....	x
Abstract .....	xi
<b><u>CAPÍTULO 1: INTRODUÇÃO</u></b> .....	<b>01</b>
1.1 – Objetivo Geral .....	03
1.2 – Objetivos Específicos .....	04
<b><u>CAPÍTULO 2: CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO</u></b> .....	<b>05</b>
2.1 – A Província Cárstica de Arcos – Pains – Doresópolis .....	05
2.2 – Presença Humana .....	07
2.3 – Vegetação .....	07
2.4 – Clima .....	08
2.5 – Peculiaridades do Carste .....	08
2.6 – Aspectos Ambientais das Áreas Cársticas .....	09
<b><u>CAPÍTULO 3: SOLOS E METAIS PESADOS</u></b> .....	<b>11</b>
3.1 – Solos .....	11
3.2 - Metais Pesados e seus Impactos Ambientais Negativos .....	13
3.3 - Interações dos Constituintes dos Solos com os Metais Pesados .....	18
<b><u>CAPÍTULO 4: FONTES POTENCIAIS DOS METAIS PESADOS NA ÁREA DE ESTUDO</u></b> .	<b>22</b>
4.1 – Extração e Beneficiamento de Rochas Calcárias .....	22
4.2 – Fornos de Produção de Cal .....	23
<b><u>CAPÍTULO 5: GESTÃO AMBIENTAL DE SOLOS</u></b> .....	<b>25</b>
5.1 - Uso de Sistemas de Informações Geográficas .....	25
5.2 – Avaliação de Riscos Ambientais .....	27
<b><u>CAPÍTULO 6: PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS</u></b> .....	<b>30</b>
6.1 - Delineamento Experimental .....	30
6.2 - Preparo das Amostras .....	35
6.2.1 - Obtenção da Fração Terra Fina Seca ao Ar – TFSA .....	35
6.2.2 - Obtenção da Fração Argila .....	35

<b>6.3 – Determinação do pH em Água .....</b>	<b>36</b>
<b>6.4 - Matéria Orgânica .....</b>	<b>36</b>
<b>6.5 – Granulometria .....</b>	<b>37</b>
<b>6.6 – Determinação dos Teores de Óxidos de Ferro e Alumínio .....</b>	<b>37</b>
<b>6.7 - Determinação da CTC .....</b>	<b>39</b>
<b>6.8 – Medição do Teor Total de Metais nas Amostras .....</b>	<b>40</b>
<b>6.9 – Extração Sequencial dos Metais nos Diferentes Constituintes dos Solos .....</b>	<b>40</b>
<b>6.10 – Preparo dos Dados Numéricos e Construção dos Mapas .....</b>	<b>43</b>
<b>6.10.1 – Preparo dos Dados Numéricos .....</b>	<b>43</b>
<b>6.10.2 – Construção dos Mapas .....</b>	<b>47</b>
<b><u>CAPÍTULO 7: RESULTADOS E DISCUSSÃO</u> .....</b>	<b>49</b>
<b>7.1 – Valores de pH em Água .....</b>	<b>49</b>
<b>7.2 – Determinações Físico - Químicas .....</b>	<b>51</b>
<b>7.3 – Teores Totais de Metais Pesados nos Solos .....</b>	<b>52</b>
<b>7.4 – Teores Percentuais de Metais Pesados nos Fracionamentos Químicos .....</b>	<b>56</b>
<b>7.5 – Dados Numéricos Trabalhados e Mapas .....</b>	<b>65</b>
<b>7.5.1 – Dados Numéricos .....</b>	<b>65</b>
<b>7.5.1.1 – Constituintes dos Solos Retentores dos Metais Pesados .....</b>	<b>65</b>
<b>7.5.1.2 – Pesos Obtidos dos Gráficos de Fracionamento Químico .....</b>	<b>66</b>
<b>7.5.1.3 – Cálculo da Vulnerabilidade Química .....</b>	<b>68</b>
<b>7.5.2 – Mapas .....</b>	<b>70</b>
<b>7.5.2.1 – Mapa de Valores de pH e de Isocontornos de Metais Pesados Totais .....</b>	<b>70</b>
<b>7.5.2.2 – Mapas dos Teores dos Constituintes Retentores dos Metais Pesados .....</b>	<b>76</b>
<b>7.5.2.3 – Mapas de Vulnerabilidade .....</b>	<b>77</b>
<b>7.6 – Restrições de Uso do Solo na Área de Estudo .....</b>	<b>83</b>
<b>7.7 – Sugestões de Procedimentos para a Determinação da Vulnerabilidade Química dos Solo. ....</b>	<b>86</b>
<b>7.8 – Demandas à Difusão deste Método de Cálculo da Vulnerabilidade Química dos Solos .....</b>	<b>88</b>
<b><u>CAPÍTULO 8: CONCLUSÕES</u> .....</b>	<b>90</b>
<b><u>CAPÍTULO 9: REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</u> .....</b>	<b>91</b>
<b>ANEXOS .....</b>	<b>96</b>

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Área de estudo .....	1
<b>Figura 2:</b> Coluna estratigráfica da bacia do São Francisco .....	6
<b>Figura 3:</b> Dolina presente na área de estudo .....	9
<b>Figura 4:</b> Afloramento calcário presente na área de estudo.....	10
<b>Figura 5:</b> Lavra de rocha calcária .....	22
<b>Figura 6:</b> Produção de cal .....	24
<b>Figura 7:</b> Fatores relacionados à existência de risco ambiental .....	27
<b>Figura 8:</b> Distribuição espacial dos pontos de amostragens e dos empreendimentos .....	32
<b>Figura 9:</b> Mapa de manchas geomorfológicas .....	34
<b>Figura 10:</b> Fracionamento químico .....	44
<b>Figura 11:</b> Fracionamento químico do metal bário .....	58
<b>Figura 12:</b> Fracionamento químico do metal cádmio .....	59
<b>Figura 13:</b> Fracionamento químico do metal chumbo .....	59
<b>Figura 14:</b> Fracionamento químico do metal cromo .....	60
<b>Figura 15:</b> Fracionamento químico do metal cobre .....	60
<b>Figura 16:</b> Fracionamento químico do metal cobalto.....	61
<b>Figura 17:</b> Fracionamento químico do metal zinco .....	61
<b>Figura 18:</b> Valores de pH .....	71
<b>Figura 19:</b> Isotopos de bário .....	72
<b>Figura 20:</b> Isotopos de cádmio .....	72
<b>Figura 21:</b> Isotopos de chumbo .....	73
<b>Figura 22:</b> Isotopos de cromo .....	74
<b>Figura 23:</b> Isotopos de cobre .....	74
<b>Figura 24:</b> Isotopos de cobalto .....	75
<b>Figura 25:</b> Isotopos de zinco .....	75
<b>Figura 26:</b> Teores de óxidos e de matéria orgânica e capacidade de troca catiônica .....	76
<b>Figura 27:</b> Mapa de vulnerabilidade química ao metal bário .....	77
<b>Figura 28:</b> Mapa de vulnerabilidade química ao metal cádmio .....	78
<b>Figura 29:</b> Mapa de vulnerabilidade química ao metal chumbo .....	78
<b>Figura 30:</b> Mapa de vulnerabilidade química ao metal cromo .....	79
<b>Figura 31:</b> Mapa de vulnerabilidade química ao metal cobre .....	79
<b>Figura 32:</b> Mapa de vulnerabilidade química ao metal cobalto .....	80
<b>Figura 33:</b> Mapa de vulnerabilidade química ao metal zinco .....	80
<b>Figura 34:</b> Ações para a determinação da vulnerabilidade química dos solos .....	87

## LISTA DE QUADROS

<b>Quadro 1:</b> Extratores sequenciais de metais pesados em solos .....	21
<b>Quadro 2:</b> Valores orientadores do teor de metais pesados em solos .....	29
<b>Quadro 3:</b> Massa de TFSA e volume dos extratores utilizados .....	42
<b>Quadro 4:</b> Valores relativos para as variáveis retentoras dos metais .....	43
<b>Quadro 5:</b> Exemplo de distribuição dos percentuais de retenção para o metal zinco .....	45
<b>Quadro 6:</b> Valores relativos para a força de retenção dos constituintes dos solos .....	45
<b>Quadro 7:</b> Variações, magnitudes e colorações dos mapas de vulnerabilidade .....	47
<b>Quadro 8:</b> Coordenadas geográficas e valores de pH .....	50
<b>Quadro 9:</b> Teores dos constituintes dos solos .....	51
<b>Quadro 10:</b> Teores totais dos metais pesados nas amostras de solos .....	53
<b>Quadro 11:</b> Teores percentuais de metais pesados nas frações do fracionamento químico .....	57
<b>Quadro 12:</b> Faixas, variações e valores relativos .....	65
<b>Quadro 13:</b> Valores absolutos e relativos dos constituintes retentores .....	66
<b>Quadro 14:</b> Variações de valores absolutos (percentuais) e valores relativos .....	66
<b>Quadro 15:</b> Valores relativos do fracionamento químico .....	67
<b>Quadro 16:</b> Valores absolutos de vulnerabilidades químicas .....	68
<b>Quadro 17:</b> Variações dos valores absolutos e valores relativos para as vulnerabilidades dos solos .....	69
<b>Quadro 18:</b> Valores relativos das vulnerabilidades químicas .....	69
<b>Quadro 19:</b> Restrições de usos dos solos .....	84

## RESUMO

Este trabalho apresenta uma proposta de modelo de determinação da vulnerabilidade química dos solos à contaminação por metais pesados (bário, cádmio, chumbo, cromo, cobre, cobalto e zinco). A área de estudo é uma porção de 15 Km<sup>2</sup>, situada nos municípios de Pains, Arcos e Córrego Fundo na porção meridional da bacia hidrográfica do rio São Francisco – Minas Gerais. Trata-se de uma área heterogênea, sob o ponto de vista de uso do solo, da pedologia, da litologia e da hidrografia. Inicialmente, foi realizado um levantamento bibliográfico para a determinação dos constituintes dos solos retentores dos metais pesados e das metodologias de coleta, preparo e análises laboratoriais das amostras de solos. Na seqüência efetuaram-se as coletas e análises laboratoriais: variáveis retentoras dos metais (capacidade de troca catiônica - CTC, teores de matéria orgânica - MO e de óxidos), determinou-se os teores totais dos metais e fez-se as especiações químicas destes em oito amostras representativas da área de estudo. Os resultados foram manipulados matematicamente de forma a gerar dados relativos que serviram de entrada em um sistema de informações geográficas para geração de mapas de pH e de teores de metais e de mapas de vulnerabilidade química. Alguns teores dos metais obtidos são preocupantes uma vez que superaram os limites de qualidade, prevenção e intervenção estabelecidos pela CETESB. Alguns pontos de elevadas concentrações de metais, vistos nos mapas de isoteores, sugerem que a origem destes contaminantes pode relacionar-se com as atividades extrativa e industrial presentes na área. Os gráficos de fracionamento químico mostram que as interações entre os metais e constituintes dos solos são complexas e sugerem que outras variáveis estão envolvidas. Para os argissolos, os mapas de vulnerabilidade química indicaram que áreas onde há maior acúmulo de materiais retentores (áreas planas em cotas baixas) tendem a possuir vulnerabilidades menores enquanto que as vulnerabilidades maiores ocorrem em áreas menos planas e de cotas mais altas. Concluiu-se que o modelo de cálculo de vulnerabilidade química é válido uma vez que contempla os constituintes dos solos retentores dos metais. Entretanto, para se abordar os aspectos de restrições de usos dos solos, a existência de riscos ambientais ou mesmo a determinação de valores orientadores, faz-se necessário o levantamento de variáveis relativas a outras classes de vulnerabilidade.

Palavras - chave: Metais pesados, vulnerabilidade do solo, valores orientadores e contaminação.

## ABSTRACT

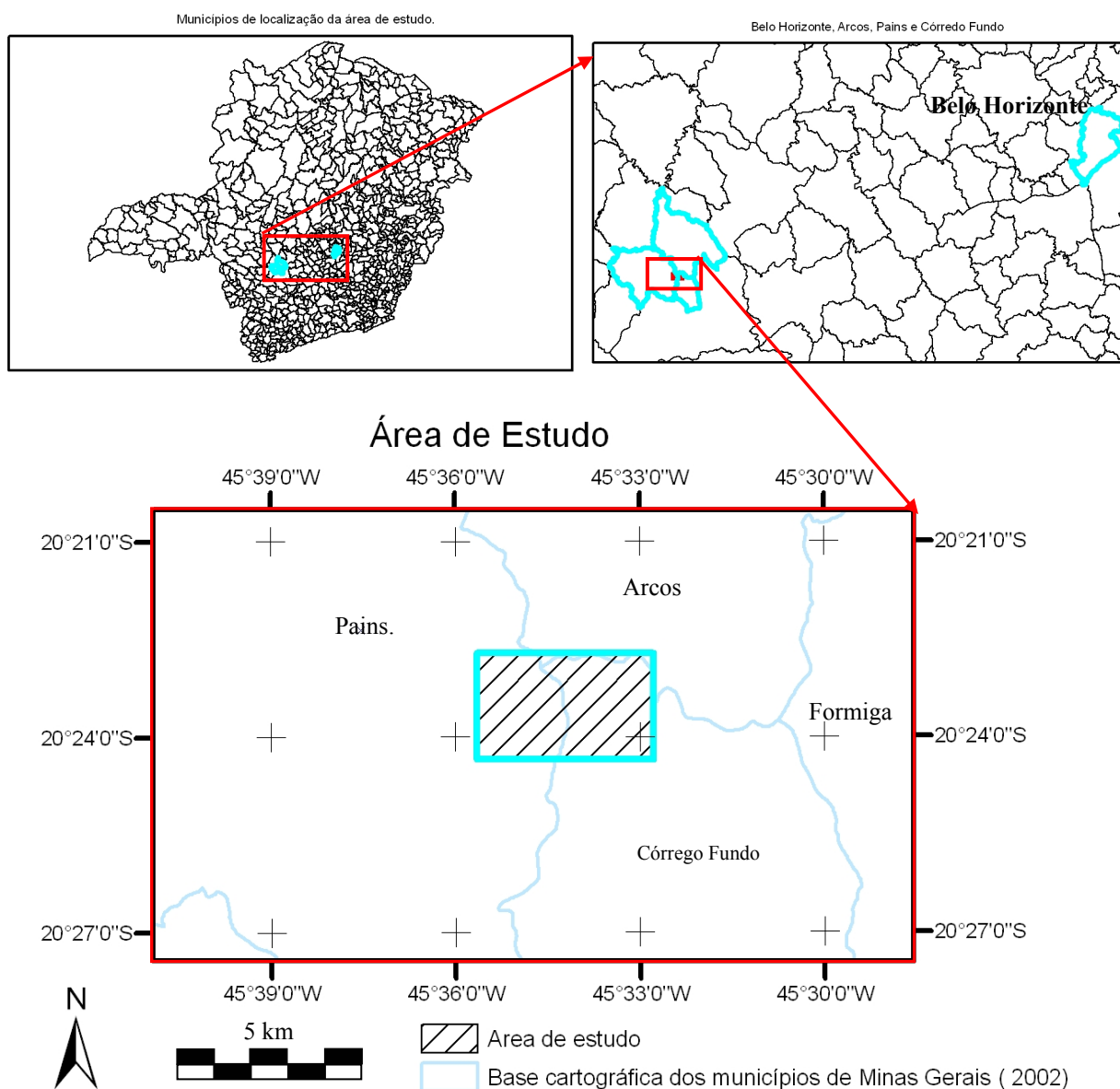
This work presents a proposal of a model of chemical vulnerability determination of the soil contamination by heavy metals (barium, cadmium, lead, chrome, copper, cobalt and zinc). The study area is about 15 km<sup>2</sup> large and located near the cities of Pains, Arcos and Córrego Fundo in the southern portion of the basin of the river São Francisco – Minas Gerais. From the different points of view like land-use, pedological, litologia and hydrography aspects it is a very heterogeneous area. An initial bibliographic investigation was conducted to determine the constituents of the soil that retains heavy metals and methods of collection, preparation and laboratory analysis of samples of soil. The field and laboratory activities were concentrated in investigations about variables that retains metals (ability to exchange cations - CTC, contents of organic matter – MO and oxides) determined itself the total levels of metals and has been the speciation chemical in eight of these representative samples of the study area. The results were mathematic-statistically manipulated in order to generate confiable data. These were put into a geographic information system to generate maps of pH and contents metals and the final maps of chemical vulnerability. Some concentration levels of metals obtained are worrying because they are crossing the limits of quality, prevention and intervention established by CETESB. In Ssome places of high concentrations of metals it is possible to relate themselves with industrial and mining activities in this part of Minas Gerais. The chemical distribution graphics show that the interactive processes between selected metals and the soil constituents are very and complex and substantiate the suggestion that also other unknown variables are involved. For the regions covered by argisoils, the vulnerability maps indicated that lower vulnerability indexes are conected to greater accumulation of adsorptive material in flat areas in lower levels whereas vulnerability indexes occur in areas uneven regions at higher levels. In fact of this observation it was able to conclude that the model of chemical vulnerability calculation is valid and may be applied since it contemplates the quality and quantity of the metal adsorvative of the soil. Nevertheless this study show that it is able to aplicate this model to determine restrictions of land use, the possibility of environmental hazards events and even the preparation of guiding values of ambiental soil quality. In function of the especific area sometimes it may be necessary to include other classes of vulnerability for a valid calculation.

Keywords: Heavy metals, soil vulnerability, orietation values and contamination.

# CAPÍTULO 1

## INTRODUÇÃO

A análise da contaminação dos solos por metais pesados requer o conhecimento dos metais a serem estudados, dos constituintes dos solos que interagem com tais metais assim como da intensidade destas interações. A partir daí, pode-se definir qual a real vulnerabilidade do solo em relação aos metais pesados de interesse. Regiões de vulnerabilidade natural alta – como é o caso da área de estudo deste trabalho (figura 1) – demandam atenção no seu uso. A definição de vulnerabilidades distintas, de acordo com as peculiaridades dos solos e dos metais, foi o alvo deste trabalho e as características cársticas do ambiente estudado contribuíram com tal distinção.



**Figura 1:** Área de estudo. Compreende um formato retangular de 5 Km (Sentido leste a oeste) e 3 Km (sentido norte a sul).



A região onde foi elaborado o estudo desta dissertação situa-se na província cárstica de Arcos-Pains-Doresópolis, no estado de Minas Gerais, especificamente na porção meridional da bacia hidrográfica do Rio São Francisco. As amostras foram coletadas em área dos municípios de Córrego Fundo, Pains e Arcos. Nesta localidade encontram-se algumas vias de acesso que ligam esta região ao estado de São Paulo, especificamente a Ribeirão Preto e à Belo Horizonte (aproximadamente 230 Km), ambas por meio da rodovia MG 050.

Tal região se destaca na produção de calcário e cal. Há predomínio de médias e pequenas empresas de calcinação. Elas fazem uso de fornos descontínuos, também conhecidos como fornos de barranco, e de fornos industriais por meio dos quais o calcário é convertido à cal. O calcário tem usos industriais e agrícolas. A cal possui inúmeras utilidades como é o caso da construção civil, da indústria de papel, de açúcar, farmacêutica e siderúrgica, dentre outras. Outro setor de atividade econômica importante para a região é a agropecuária. A aptidão agrícola existe tendo em vista a fertilidade dos solos, eutróficos de origem calcária.

Esta província está localizada numa região constituída por rochas calcárias formadas principalmente pelos minerais carbonatos de cálcio (calcita e aragonita), carbonato de magnésio (magnesita) e carbonatos de cálcio e magnésio (dolomita). Ressalta-se que parte da área de estudo (porção localizada a sudeste) está sobre a fácies pelitos terrígenos. A presença dos minerais de calcário, aliada a fatores climáticos, gerou um ambiente típico que apresenta solos, relevo, sistema hídrico e flora característicos. Quanto ao meio hídrico, observa-se um sistema intrínseco ao carste. Trata-se de uma dinâmica hídrica na qual os cursos d'água são, alternadamente, subterrâneos e superficiais, o que se apresenta por meio de sumidouros ou por meio de ressurgências. Sobre os pelitos terrígenos a drenagem é superficial ou subterrânea sem a existência de sumidouros e ressurgências.

A interação da água com a rocha gerou uma geomorfologia típica do carste por meio da dissolução do calcário que é incrementada pela acidez destas águas devido à presença de gás carbônico. Surgiram então, nas fraturas da rocha, os condutos e estes se desenvolveram até transformarem-se em cavernas. De maneira geral, pode-se dizer que a formação do ambiente cárstico se deve a facilidade de penetração da água na rocha calcária, principalmente se ela possui quantidades elevadas de gás carbônico dissolvido.

Não apenas a água pode penetrar com grande rapidez nos calcários assim como as substâncias nela dissolvidas. A velocidade de migração aumenta quando ocorre por meio dos condutos cársticos. Estes fatores indicam que tal ambiente possui elevada fragilidade ambiental uma vez que poluentes nele lançados podem alcançar grandes distâncias quando se dissolvem na água e são por ela carreados pelos poros ou condutos.

Os empreendimentos produtores de cal na região fazem uso de inúmeros combustíveis para geração de calor suficiente para converter a rocha em cal. Muitos destes combustíveis possuem substâncias com alta capacidade de dano ao meio ambiente e geração de compostos tóxicos nos processos de combustão, principalmente se este é incompleto. Exemplos são os metais pesados presentes nas sucatas de pneus e nos óleos combustíveis como é o caso do cádmio. Quando se queimam estes componentes os metais neles presentes são liberados juntos com os gases da combustão e atingem o meio ambiente por meio de transporte aéreo. Outras fontes de metais pesados são os próprios calcários uma vez que neles pode haver sulfetos destes metais como é o caso dos sulfetos de chumbo e zinco presentes nas falhas da rocha. Outros metais podem estar nestes ambientes como é o caso do bário, cobalto, cromo e cobre.

Caso se considerasse apenas a grande permeabilidade da rocha calcária e a presença dos metais pesados na sua forma catiônica seria plausível afirmar que o carste, como um todo (solos, rochas, águas, flora e fauna), estaria recebendo a carga poluidora dos empreendimentos destas localidades. No entanto, os solos, por meio de seus muitos constituintes químicos, possuem uma grande capacidade de filtragem destes contaminantes graças às muitas interações físico-químicas com os cátions metálicos.

Tendo em vista a heterogeneidade do componente ambiental solo devido a fatores relacionados à constituição da rocha de origem e a fatores climáticos, a capacidade de retenção dos metais pesados por seus constituintes será diferente espacial e temporalmente. Desta forma, a vulnerabilidade química dos solos assim como os riscos dos cátions metálicos dissolvidos na água ultrapassarem este filtro natural também é função do espaço e do tempo.

Faz-se necessário, portanto, gerar modelos indicativos da mobilidade dos metais pesados nos solos para se calcular a vulnerabilidade química deste compartimento assim como inferir sobre os reais riscos ambientais e os riscos à saúde, presentes na área.

## **1.1 – Objetivo Geral**

Este trabalho teve por objetivo definir espacialmente os teores dos metais cromo, cobalto, cobre, cádmio, zinco, bário e chumbo e dos constituintes dos solos capazes de retê-los e propor um modelo de cálculo das vulnerabilidades químicas dos solos a estes metais com base nos teores destes constituintes ponderados pelo teor de cada metal neles retidos e pela força destas retenções e inferir sobre os riscos ambientais da presença destes metais na área de estudo e sobre as restrições de uso da área baseada nos mapas de vulnerabilidades químicas gerados.

## 1.2 – Objetivos Específicos

- 1 – Avaliar os teores de metais pesados e dos constituintes dos solos retentores dos metais pesados na área de estudo;
- 2 – Efetuar o fracionamento químico dos metais pesados;
- 3 - Definir a importância relativa dos constituintes retentores dos metais na retenção dos metais mediante os gráficos de fracionamento químico indicados no item anterior;
- 4 – Estabelecer valores relativos da força de retenção dos metais pelos constituintes dos solos;
- 5 – Trabalhar matematicamente os valores dos constituintes dos solos e suas importâncias de modo a obter dados relativos de entrada a um software para a geração de mapas de vulnerabilidades químicas à contaminação por metais pesados;
- 6 – Construir mapas de teores de metais pesados, constituintes retentores e de vulnerabilidade;
- 7 – Inferir sobre os riscos ambientais e restrições de uso da área;
- 8 - Apresentar os procedimentos utilizados neste trabalho de modo que possa ser repetida na confecção de mapas de vulnerabilidades químicas para outras áreas.

## **CAPÍTULO 2**

### **CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO**

#### **2.1 – A Província Cárstica de Arcos – Pains - Doresópolis**

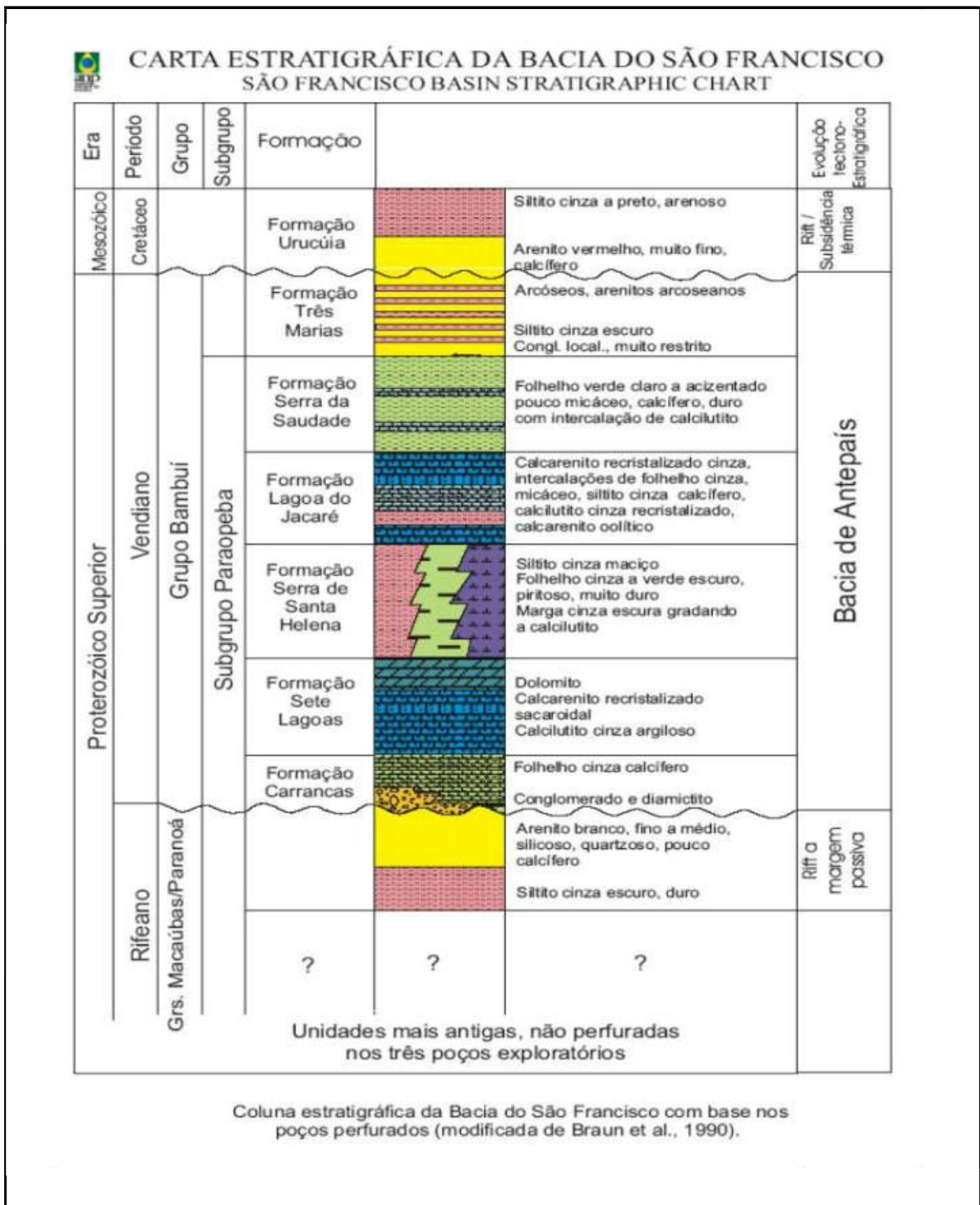
O Grupo Bambuí possui litologia variada na qual se observa a ocorrência de calcários puros, calcários impuros, calciofilitos, filitos e metassilitos. Do ponto de vista econômico, os calcários são importantes para a indústria de cimento e assumem também importância geológica para a economia de forma a haver constante ameaça ambiental para grutas e sítios arqueológicos e paleontológicos (SANTOS, 1982).

O Grupo Bambuí é constituído por quatro fácies: Conglomerática, pelítica, carbonática e psamo-pelítica. Um dos níveis mais importantes da fácie carbonática são os calcarenitos devido ao seu elevado valor econômico. São utilizados para a produção de cimento e cal. Apresentam coloração cinza escura e depositaram-se em ambiente de águas rasas e agitadas, o que é evidenciado pelas estratificações cruzadas. Considera-se que não existe ou existe muito pouco metamorfismo no Grupo Bambuí.

O embasamento é gnáissico-migmatítico recoberto por camadas pelito-carbonáticas sendo que os carbonatos provêm de ambiente marinho plataformar (SANTOS, 2002).

A litologia da região sudoeste da Bacia do Rio São Francisco se enquadra nas fácies carbonáticas e pelíticas sendo que a primeira predomina na região de Arcos e Pains e é constituída por calcários, dolomitos e margas. Uma das colunas litoestratigráficas da fácie carbonática são os calcarenitos (LOPES, 1995). A figura 2 apresenta a estratigrafia da bacia do rio São Francisco assim como o grupo Bambuí, inserido na mesma.

BORGHETTI (2002) cita que a fácie pelitos terrígenos está presente na porção sudeste do quadrante no qual foram realizadas as coletas.



**Figura 2:** Coluna estratigráfica da bacia do São Francisco.

## 2.2 – Presença Humana

SANTOS (2002) considera os terrenos cársticos como sendo de grande importância para a humanidade tendo em vista que as cavernas neles presentes serviram de abrigos para os homens de épocas passadas. Nestas localidades, expressavam-se por meio de pinturas nas paredes e tetos gerando o que é conhecido hoje como pintura rupestre. Seus modos e costumes são descobertos atualmente pelos especialistas graças aos muitos utensílios encontrados nas cavernas. Todos estes fatos contribuem com o grande interesse atual por tais localidades, propiciando grandes oportunidades de retorno econômico, graças ao turismo.

Verifica-se um grande número de empreendimentos envolvidos na extração, beneficiamento e calcinação de calcários para a produção de cal na província cárstica de Arcos – Pains - Doresópolis. Tais atividades têm potencialidade para liberar metais pesados para o meio ambiente por meio da dispersão atmosférica seguida pelo alcance às águas e deposição sobre os solos, sedimentos e plantas. Há duas fontes potenciais principais destes metais pesados. A primeira consiste na liberação dos metais presentes nos minerais na forma de materiais particulados no momento da extração, britagem e moagem da rocha calcária. A segunda compreende os processos de calcinação dos carbonatos. Nesta situação, os metais presentes nos combustíveis (dentre eles sucatas de pneus, plásticos, óleos e demais resíduos combustíveis provenientes de outras atividades) são liberados para a atmosfera. Pode ocorrer também a liberação de metais presentes no calcário quando este está sendo calcinado. Como consequência, outras atividades antrópicas localizadas na região acabam sendo afetadas como é o caso da agropecuária, especificamente a produção cafeeira e de hortifrutigranjeiros (BORGHETTI, 2002). Este mesmo autor menciona a presença de contaminação por metais pesados na província cárstica.

## 2.3 – Vegetação

A vegetação natural da área consiste de Floresta Estacional Decidual (*Mata de Pains*), cuja ocorrência relaciona-se aos afloramentos calcários, sendo observada no entorno destes ou nos topos dos maciços e rodeando os cursos d'água. O cerrado é observado na forma de manchas esparsas associadas às rochas gnáissico-migmatíticas e filíticas (SANTOS, 2002). Boa parte da vegetação nativa foi substituída e é ameaçada pelas atividades de mineração, calcinação dos calcários e de agropecuária.

## 2.4 – Clima

O clima predominante na região de estudo é temperado brando com verão quente, chuvas concentradas e inverno seco. A temperatura média anual é de 20,7 °C, sendo julho o mês mais frio (temperatura média de 16,3 °C) e janeiro o mês mais quente (temperatura média de 23,3 °C). A precipitação média anual é de 1427 mm. Esta variável é importante, do ponto de vista ambiental, uma vez que está diretamente relacionada com a mobilidade de poluentes no perfil dos solos (SANTOS, 2002). O aumento da precipitação implica no acréscimo da taxa de infiltração e a na consequente diluição das substâncias químicas presentes no perfil dos solos.

## 2.5 – Peculiaridades do Carste

LLADO (1970) define carstificação como um fenômeno universal que ocorre em todos os ambientes calcários expostos ao intemperismo, independentemente do clima em que se encontram. Por outro lado, a intensidade da carstificação varia de acordo com alguns fatores (composição do calcário, agressividade das águas cársticas, a estrutura geológica do calcário e do clima) sendo, portanto, diferentes nas regiões de ocorrência.

Segundo LLADO (1970) os calcários são rochas sedimentares e suas origens são muito variáveis podendo ter se formado em ambientes marinhos ou lacustres e também em ambientes subaéreos. Por esta razão, podem ser classificadas em rochas detríticas, precipitadas quimicamente ou de origem orgânica. As primeiras são compreendidas por rochas provenientes do acúmulo dos fragmentos da degradação de outras rochas calcárias pré-existentes como é o caso dos calcarenitos. O segundo grupo provém da percolação de águas ricas em dióxido de carbono – CO<sub>2</sub> (KOHLENER, 1989). Estas águas alcançam câmaras subterrâneas com baixa concentração de CO<sub>2</sub> nas quais seus sais de carbonatos dissolvidos se precipitam e tal gás se evapora. Surgem as estalagmites e as estalactites. Por último estão as rochas de origem orgânica formadas pela acumulação de conchas de moluscos e outros seres. Quanto à estrutura, as rochas calcárias se dividem em congênicas - as quais são produzidas durante a sedimentação - e as tectônicas - surgidas de ações orogênicas sempre posteriores às sedimentações.

A movimentação subterrânea e efeitos das águas cársticas são conhecidos como fenômenos endocársticos. Por outro lado, LLADO (1970) e KOHLER (1989) consideram a existência de processos externos conhecidos como formas de absorção ou exocársticas. Estas se dividem em dois grupos: As formas “cerradas”, nas quais as absorções se realizam de forma lenta, e as formas abertas, nas quais a absorção se dá de forma rápida. Exemplos de formas “cerradas” são as dolinas. As formas abertas são representadas pelas simas. As dolinas (Figura 3) são depressões cársticas

geradas pela dissolução do calcário nas interseções de duas ou mais diáclases. As simas são estruturas que podem se originar das dolinas sendo que possuem capacidade absorviva muito superior devido a sua grande profundidade.



**Figura 3:** Dolina presente na área de estudo. Sua água é utilizada pelo empreendimento localizado junto à mesma.

A dolina apresentada na figura anterior está inserida na área de estudo. Localiza-se ao lado de um afloramento calcário (a oeste) e de uma calcinação de médio porte (a norte). Na ocasião do terceiro trabalho de campo – realizado no período seco – a mesma encontrava-se sem água.

LLADO (1970) menciona que os calcários podem ocorrer associados a outros componentes estratigráficos. São comuns ocorrências binárias alternadas de calcário e margas ou calcário e pelito.

## 2.6 – Aspectos Ambientais das Áreas Cársticas

Pode ocorrer, em ambientes cársticos, a presença de condutos preferenciais, para a movimentação das águas, derivados da dissolução do calcário pela ação de águas ricas em gás carbônico. Eles possuem diâmetros variando de milímetros a metros de forma a gerar uma alta permeabilidade hidráulica (MENEGASSE et al., 2002). Tais permeabilidades podem chegar à ordem de 1000 m/h, um valor bem superior a outras litologias como é o caso dos basaltos fraturados nos quais a permeabilidade não ultrapassa os 100 m/dia. Não há, conforme se observa, estruturas adequadas nas rochas calcárias capazes de filtrar e/ou bloquear a percolação de contaminantes dissolvidos na água, o que torna estes ambientes vulneráveis à contaminação (KARMANN, 2001).



A região de estudo deste trabalho corresponde ao divisor de águas entre as bacias hidrográficas do Rio Grande (afluente do Rio Paraná e este, afluente do Rio Uruguai) e do rio São Francisco, sendo área contribuinte com a recarga hídrica de ambas. Tendo em vista a alta permeabilidade hidráulica destes locais, pode-se dizer que os poluentes nele lançados tem potencial para alcançar grandes distâncias.

KOHLER (1989) ao estudar a geomorfologia da região de Lagoa Santa – MG, uma outra área cárstica, observou a presença de áreas de recarga e descarga hídrica. As áreas de recarga compreendem, dentre outros, as dolinas enquanto as áreas de descarga são representadas pelas planícies. Menciona que o endocarste pode ser facilmente poluído tendo em vista a sua macroporosidade e a ausência de solos formadores de um filtro natural para poluentes. Assim, deve-se evitar o aporte de poluentes nestas localidades como é o caso dos agrotóxicos e adubos. O mesmo se aplica aos metais pesados.

A folha topográfica em escala 1:50.000 da cidade de Arcos – MG (IBGE, 1970) evidencia locais de fragilidade ambiental nas proximidades de Córrego Fundo e Pains, dentre outras. São áreas de recarga e descarga hídrica como é o caso dos afloramentos calcários (**Figura 4**). Esta fragilidade ambiental pode ser entendida como uma vulnerabilidade natural destes ambientes.



**Figura 4:** Afloramento calcário presente na área de estudo. A dissolução desta rocha gera condutos por meio dos quais as águas passam podendo alcançar grandes distâncias por meio de escoamento subterrâneo.

Não há camadas de solos espessas o bastante para funcionarem como filtros naturais para prevenir a percolação dos metais pesados por meio das águas das chuvas sobre tais afloramentos. Neles encontram-se canais por onde a água percola e rapidamente alcança outras localidades mediante alta velocidade de escoamento subterrâneo.

## **CAPÍTULO 3**

### **SOLOS E METAIS PESADOS**

#### **3.1 - Solos**

Nos terrenos calcários podem-se encontrar solos de coloração avermelhada. Eles são formados pelas impurezas dos calcários como é o caso do ferro e outros constituintes. A ação das águas cársicas provoca a lixiviação do cálcio e do carbonato e as impurezas permanecem, por serem menos solúveis. Este processo leva a formação destes solos. OLIVEIRA (1999) menciona que, quanto mais impuro for o calcário, maior será a variabilidades de solos nele formados. Fatores como a temperatura, o pH e a pressão de gás carbônico também influenciam neste processo.

Por outro lado, há solos que se formam sobre calcários mais puros e apresentam uma coloração escura devido à alta presença de cálcio e à sua relação com a matéria orgânica. OLIVEIRA (1999) encontrou desses solos em seus trabalhos no norte de Minas Gerais. Eles são conhecidos como chernossolos rendzicos. Estes solos são eutróficos, de alta aptidão agrícola e possuem elevado teor de carbono (provenientes tanto dos carbonatos quanto da matéria orgânica). A autora também observou que os solos formados sobre sedimentos detríticos são pobres quimicamente e possuem argilas de baixa atividade. Isto sugere uma baixa capacidade de retenção de metais pesados por adsorção superficial.

IANHEZ (2003) definiu solo como um sistema formado por uma porção sólida composta por minerais com granulometrias diferentes, a saber, os fragmentos de rochas cujos diâmetros são superiores a 2 mm, as argilas e a matéria orgânica (com diâmetros menores do que 0,002 mm), o silte (com diâmetro entre 0,002 e 0,05 mm) e a areia (com diâmetro entre 0,05 e 2 mm). Também compõem os solos os organismos vivos, uma fração líquida que forma a solução do solo e a fração gasosa, presentes nos macro e microporos.

Os processos de formação dos solos se dividem em dois grupos de acordo com a natureza da alteração da rocha. Nos processos físicos ocorre a desagregação da rocha devido a mudanças de temperatura e consequente liberação de minerais primários. Nos processos químicos, um dos principais agentes de alteração é a água acidificada pela presença do gás carbônico de forma que ocorre a decomposição da rocha e os minerais primários são convertidos a minerais secundários.

A hidrólise é um exemplo de intemperismo químico, podendo ser total ou parcial. Na hidrólise total, que ocorre em condições de alta drenagem, os minerais primários (tomando o feldspato como exemplo) sofrem processos de alitização (formação de óxidos de alumínio) e ferrilitização (formação de óxidos de ferro). Na hidrólise parcial os minerais podem ser convertidos a caulinita (monossilização) e esmectita (bissilização).

Podem ocorrer também os processos de hidratação (adição de água ao mineral) e de acidólise. Este ocorre com maior frequência em climas temperados devido a maior concentração de matéria orgânica geradora de ácidos. Neste processo são formados os podzois ou espodossolos. Um outro fenômeno é a oxidação, na qual os minerais (por exemplo, o piroxênio) são oxidados pelo oxigênio nos solos bem drenados. Também pode ocorrer a dissolução (na qual há separação entre o cátion e o ânion do mineral) sendo este processo comum nas rochas calcárias (TOLEDO, OLIVEIRA & MELFI, 2001).

Conhecendo-se a constituição das rochas parentais e os processos intempéricos sofridos por elas, pode-se prever, parcialmente, a constituição mineralógica dos solos formados a partir de tais rochas.

Há diferenças consideráveis referentes à constituição química do perfil do solo. Segundo IANHEZ (2003), nos primeiros 20 cm predomina a matéria orgânica, onde se estabelece a vegetação. Abaixo de 20 cm há muito pouca matéria orgânica e predominam os óxidos de ferro, de alumínio, argilo-minerais e outros minerais. Estes fatos explicam a maior retenção de metais pesados no horizonte superficial e tal retenção aumenta quando se trata de um metal com grande capacidade de interação com o húmus. BAIRD (2002) também menciona que os metais acumulam-se frequentemente nas camadas superiores dos solos.

TOLEDO, OLIVEIRA & MELFI (2001) definem que há horizontes específicos para os solos. O solo compreende o saprolito e o solum. O solum, por sua vez, compreende o horizonte H<sub>0</sub> (bastante raro), rico em matéria orgânica em decomposição e mais superficial, e na seqüência o horizonte A no qual se encontra a matéria orgânica mineralizada (ácidos húmicos e fúlvicos), o horizonte E - que possui coloração clara devido à remoção de argilas e óxidos e hidróxidos - e, por último e mais profundo, o horizonte B (rico em argilas, óxidos e hidróxidos). Esta seqüência representa todos os horizontes, mas nem todas as classes de solos os possuem.

Segundo OLIVEIRA (1999), os óxidos de ferro presentes nos solos são praticamente insolúveis em pH maior que 2,8 - ou seja - estes componentes, ao reterem os metais pesados, imobilizam os mesmos junto às suas estruturas evitando que tais poluentes percolem pelo perfil dos solos alcançando as águas subterrâneas. A possibilidade de dissolução dos óxidos de ferro e, conseqüentemente, a liberação dos metais é remota tendo em vista que valores de pH tão baixos em solos não são comuns ou ocorrem em caso de derrame acidental de material ácido no solo. A mesma autora cita o óxido de manganês como outro componente que retém os metais pesados, inclusive com maior força que os óxidos de ferro, devido ao PCZ do óxido de manganês ser menor que o PCZ do óxido de ferro. Por outro lado, OLIVEIRA (1999) observou uma concentração do que Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> bem maior que de MnO nos solos que estudou.

PCZ pode ser entendido como o valor de pH no qual a variável de interesse tem carga neutra, ou seja, as cargas positivas são iguais às cargas negativas ou há inexistência de ambas. Sempre que o pH for maior que o PCZ haverá predomínio de cargas negativas para reterem os componentes com carga positiva, dentre eles os metais pesados. Quando o pH é igual ao PCZ, observa-se uma situação de neutralidade eletrostática. Caso seja menor, haverá predomínio de cargas positivas.

SANTOS (2002) diz que os solos da região cárstica de Arcos-Pains-Doresópolis possuem grande potencialidade para o uso agrícola devido à gênese proveniente do substrato calcário. Por se tratar de um mineral rico em cálcio, há formação de solos com quantidades maiores de bases trocáveis (sódio - Na, potássio - K, magnésio - Mg e cálcio - Ca) e este fato é benéfico para o uso agrícola. Entre Arcos e Pains, próximo aos afloramentos calcários, observa-se a presença de cambissolos e neossolos litólicos, ambos eutróficos. Podem ocorrer argissolos vermelho-amarelos eutróficos, apresentando restos de calcários, que são adequados ao uso agrícola, porém susceptíveis a erosão. Os solos distantes dos afloramentos calcários possuem coloração mais avermelhada: são os latossolos vermelho-escuros presentes em relevos planos e os argissolos vermelho-escuros em relevos acidentados. Já entre Pains e Doresópolis observam-se manchas de argissolos vermelho-amarelos e latossolos vermelho-amarelos, ambos distróficos e álicos provenientes de substratos filíticos. Nas áreas calcárias observam-se os argissolos vermelho-escuro eutróficos ou distróficos. Há ocorrência de cambissolos nas dolinas aptos às atividades agrícolas menos desgastantes como é o caso da fruticultura. Solos hidromórficos são observados em dolinas pronunciadas e sujeitas a inundações. Em geral são solos ricos do ponto de vista nutricional e susceptíveis a lixiviação de nutrientes por estarem em localidades calcárias com excesso de umidade.

### **3.2 - Metais Pesados e seus Impactos Ambientais Negativos**

COSTA et al. (2004) definem metais pesados como sendo elementos químicos que possuem peso específico superior a  $6,0 \text{ g/cm}^3$  ou número atômico maior do que 20. Alguns não-metais e semimetais, como é o caso do selênio e arsênio, respectivamente, acabam sendo englobados nesta classificação.

BAIRD (2002) menciona que os metais pesados não são degradáveis e este fato os diferencia dos demais poluentes. Isto faz com que eles possam se acumular, tanto nos compartimentos ambientais quanto nos seres vivos, e esta acumulação aumenta a toxicidade do metal. Neste sentido, e do ponto de vista dos compartimentos ambientais, os solos e sedimentos tornam-se os últimos locais nos quais ocorre a retenção dos metais.

A problemática da contaminação por metais pesados está relacionada à forma química em que estes elementos estão presentes no meio ambiente. Na forma de cátions biodisponíveis, podem atingir os aquíferos e/ou serem incorporados às plantas e, na seqüência trófica, aos animais de forma a ocorrer o fenômeno da biomagnificação. O homem, por ser o elo superior de muitas cadeias alimentares é o agente com maior potencialidade de ser prejudicado. Além da biomagnificação, pode ocorrer também a bioacumulação, processo no qual há um aumento da concentração do poluente nos tecidos de determinado organismo.

BAIRD (2002) menciona que a toxicidade dos metais pesados aumenta quando ocorre o fenômeno da biomagnificação (este autor explica este fenômeno como sendo o aumento progressivo do poluente nos níveis da cadeia trófica) assim como a bioconcentração dos metais.

Os metais pesados podem ser divididos, quanto às suas ações nos organismos, em essenciais e não essenciais. Dentre os essenciais, estão aqueles que, em pequenas concentrações, têm papel no metabolismo dos seres vivos como o ferro, o zinco, o manganês, o cobre, o cobalto, o molibidênio e boro. Eles são denominados micronutrientes uma vez que são necessários em pequenas quantidades.

No entanto, há metais que não possuem função biológica conhecida. Estes são os metais não essenciais. São eles o mercúrio, o chumbo, o cádmio e o cromo e outros. Tais metais são tóxicos e podem causar danos aos seres vivos mesmo quando em pequenas concentrações. O níquel também é considerado útil aos organismos (SIMÃO & SIQUEIRA, 2001).

SIMÃO & SIQUEIRA (2001) mencionam que os elementos químicos essenciais ao crescimento e reprodução vegetal são obtidos dos ambientes externos por meio de absorção radicular ou foliar. Parte destes elementos são exigidos em quantidades relativamente elevadas sendo, portanto, conhecidos como macronutrientes e uma outra parte dos elementos são assimilados em menores quantidades sendo chamados de micronutrientes. No entanto, quando um elemento é assimilado em quantidade excessiva o mesmo pode tornar-se fitotóxico. Esta fitotoxicidade varia de elemento para elemento e também entre as espécies.

Para os elementos essenciais, suas toxicidades são dependentes da quantidade assimilada. Os elementos não essenciais, por outro lado, causam danos independentemente da quantidade assimilada e este dano será proporcional à concentração do elemento no organismo.

Os danos potenciais dos metais pesados ao meio ambiente podem ser entendidos nas palavras de PENKOV (1991), que menciona que a contaminação dos solos por metais é perigosa para os seres humanos, para a fauna e a flora, tendo em vista as fortes adsorções pelo complexo húmus-argila do solo.

O aumento da concentração de metais pesados nos solos provoca disformidade do mesmo e elimina os meios de regeneração natural (PAIM, 2002). Esta capacidade regenerativa pode ser entendida como capacidade suporte, ou seja, a capacidade que o solo tem de suportar e reter

determinada quantidade de metais sem ter suas propriedades físicas, químicas e biológicas alteradas. Quando a quantidade dos metais ultrapassa tal limite, o solo se torna incapaz de reter (filtrar) os metais e suas propriedades são alteradas.

Os trabalhos de BORGHETTI (2002) foram importantes no aspecto de se quantificar os metais e espacializar os teores dos mesmos através de mapas de isotores que compreendiam toda a região de estudo. Tais teores foram comparados com os valores recomendados pela literatura nacional e internacional (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1984; ALLOWAY & AYRES, 1994; CETESB, 2005). Os resultados obtidos indicaram que certos metais tinham concentrações acima dos limites sugeridos. O chumbo, por exemplo, foi um dos metais cuja concentração nos solos estava abaixo dos limites estabelecidos, mesmo estando presente nos calcários, em alguns combustíveis (carvão vegetal, óleos, plásticos e pneus) e nos materiais que deram origem aos solos da região (granitos, meta-pelitos e calcários). Por outro lado, o cádmio apresentou concentrações sempre acima dos limites máximos permitidos.

Dentro deste contexto, vale citar STIGLIANI (1991) que apresentou o conceito de “Bombas Químicas de Tempo” como sendo os danos ambientais causados por um contaminante que se acumulou em um depósito ambiental e, num determinado instante, foi liberado repentinamente devido a mudanças ambientais bruscas. PAIM (2002) cita que a matéria orgânica (húmus), ao reagir com os cátions metálicos, forma “anéis quelatos”, ou seja, estruturas químicas estáveis. No entanto, alterações ambientais podem desfazer tais quelatos provocando a liberação dos cátions como ocorre nas Bombas Químicas de Tempo.

As concentrações de cádmio mencionadas anteriormente são problemáticas em dois aspectos. O primeiro se relaciona à ultrapassagem dos valores limites de qualidade propriamente ditos. O segundo está relacionado ao risco de liberação do cádmio retido no solo, a exemplo do que ocorre nas Bombas Químicas de Tempo. Tal liberação poderia ser provocada por vários eventos: manejo inadequado do solo, abertura de novas minas de calcários sem os devidos cuidados ambientais ou pela ação de queimadas. Todos estariam expondo os solos às ações climáticas e diminuindo a sua capacidade de reter o cádmio. Conseqüentemente, este metal seria liberado para outros compartimentos ambientais (águas, plantas, etc).

Para efeito de monitoramento e controle das fontes de poluentes são estipulados limites de concentrações de metais pesados nos compartimentos ambientais baseado no risco que estes trazem à saúde humana e aos demais seres vivos. De acordo com estes valores definem-se as medidas necessárias (intervenção, descontaminação, isolamento da área e outras). XAVIER (2004) considera que, em situações nas quais a concentração do poluente supera o valor limite estabelecido em normas específicas, há situação de risco ambiental e, caso contrário, há ausência de riscos.

A forma química do metal no solo também deve ser considerada na análise dos efeitos ambientais negativos deste. SOARES (2004) menciona que as legislações sobre metais pesados sempre se restringem à concentração do metal nos seus teores totais. Todavia, a avaliação do potencial risco e da toxicidade requer a avaliação da proporção do metal que é móvel e biodisponível. Nos seus trabalhos este autor avaliou o coeficiente de partição (Kd) dos metais nos solos e relacionou esta variável com a CTC, o pH, o teor de argila e os teores de óxidos de ferro e alumínio. O coeficiente de partição é a relação do teor de metal ligado ao solo pelo teor do metal solúvel. A análise conjunta destas variáveis permitiu ao autor definir os mecanismos de adsorção entre os metais e as partículas dos solos. Porém, sua grande contribuição reside no fato de que seus resultados evidenciaram a existência de diferenças na mobilidade dos metais nos solos e que cada uma das variáveis medidas interage de forma diferente com os metais.

A seguir é apresentada uma abordagem sobre os metais pesados chumbo, cádmio, cromo e cobre. Na forma inorgânica o chumbo pode ser encontrado com número de oxidação 0, 2+ e 4+. Dentre as formas catiônicas, a forma 2+ prevalece sobre a forma 4+. As concentrações deste metal no meio ambiente são influenciadas pelas atividades antrópicas e pelo transporte atmosférico. A emissão antrópica supera a emissão natural (PAOLIELLO & SHASIN, 2001; *apud* WHO, 1995). Conforme mencionado por BORGHETTI (2002), ocorrem emissões de poluentes para a atmosfera na área de estudo.

Segundo CARDOSO & CHASIN (2001; *apud* WHO, 1992), altas concentrações de cádmio podem ser encontradas em rochas sedimentares e em fosfatos marinhos. Tal metal ocorre associado, geralmente, aos minérios de chumbo, zinco e cobre. A principal fonte natural deste metal é a atividade vulcânica. Os principais usos são o revestimento metálico de superfícies e em ligas metálicas. As principais fontes antrópicas são a mineração de minerais não ferrosos, a extração e manufatura de minerais fosfatados e a acidificação de solos e lagos. Ressalta-se que a acidificação dos solos é, de certa forma, abordada indiretamente neste trabalho uma vez que os constituintes dos solos retentores dos metais tem seu potencial de retenção influenciado pelo pH e PCZ.

BAIRD (2002) menciona um mecanismo específico de contaminação por cádmio. Trata-se da contaminação que ocorre nos fumantes que fazem uso de tabaco cujo cultivo ou processo produtivo se deu em ambientes contaminados com tais metais.

Dentre as formas químicas nas quais o cromo é encontrado na natureza, cita-se as formas oxidadas (cromo trivalente, cromo divalente e cromo hexavalente). Além destas últimas, este metal também pode ser encontrado na forma elementar, com estado de valência zero (SILVA & PEDROZO, 2001). Esta faixa ampliada de número de oxidação faz com que este metal possua um grande número de quelatos e complexos com ácidos orgânicos e outros compostos. Ressalta-se que os complexos com o cromo trivalente apresentam elevada estabilidade cinética em solução.

Os solos, por meio da matéria orgânica, são ricos nos grupos funcionais ácidos carboxílicos. Estes ácidos podem, por meio dos seus pares de elétrons disponíveis, reterem o cromo e outros metais por meio da formação de complexos químicos com elevada estabilidade. As fontes naturais de liberação deste metal para o meio ambiente consistem nas erupções vulcânicas e nos incêndios florestais. As fontes antrópicas são, dentre outras, a produção de cimentos, a cadeia produtiva do aço e os curtumes (SILVA & PEDROZO, 2001; *apud* WHO, 1988).

O estado de oxidação mais importante do cobre na natureza é o 2+. Neste estado o cobre pode se ligar a ligantes inorgânicos com disponibilidade de pares de elétrons como é o caso da água, da hidroxila, do carbonato e do sulfato. Ele se liga também a compostos fenólicos e carboxílicos (PEDROZO & LIMA, 2001; *apud* WHO, 1998). Novamente deve ser lembrado que os grupos carboxílicos estão presentes nos ácidos húmicos que compõem a matéria orgânica dos solos de forma que as interações do cobre com a matéria orgânica contribuem para a retenção deste metal nos solos.

Segundo PEDROZO & LIMA (2001) a erosão e lixiviação são os eventos naturais que contribuem para a liberação do cobre para a natureza. Como fontes antrópicas, PEDROZO & LIMA (2001; *apud* WHO, 1998), citam a mineração e fundição, a queima de carvão para a geração de energia e a incineração de resíduos municipais (restos de alimentos, embalagens plásticas, metálicas e de papéis, madeira, vegetais, resíduos hospitalares, industriais, comerciais e etc).



### 3.3 - Interações dos Constituintes dos Solos com os Metais Pesados

A variável granulometria é um indicativo indireto das interações do solo com os metais pesados. As principais variáveis químicas retentoras dos metais possuem granulometria correspondente à fração argila como é o caso da matéria orgânica (compreendida pelos ácidos húmicos e ácidos fúlvicos), dos óxidos de ferro e alumínio e os minerais silicatados (caulinitas, vermiculitas, esmectitas, etc).

O potencial hidrogeniônico - pH é uma condição que interfere na capacidade de retenção das variáveis citadas (SIMÃO & SIQUEIRA, 2001). Sabidamente, solos arenosos não são capazes de reter os metais e os mesmos percolam pelo perfil do solo atingindo as águas subterrâneas e, a partir destas, as águas superficiais tornando-se assim biodisponíveis às plantas e animais de forma a poderem alcançar todos os elos da cadeia alimentar.

Segundo SIMÃO & SIQUEIRA (2001), nos ambientes contaminados por metais pesados, a mobilidade, a forma, a biodisponibilidade e as distribuições horizontal e vertical são relevantes. Tal dinâmica é regida por vários sistemas que, na sua maioria, estão relacionados aos constituintes dos solos.

As retenções ocorrem por vários mecanismos físico-químicos. As argilas retêm os metais por meio de adsorção eletrostática às suas superfícies carregadas negativamente. Os óxidos retêm tanto por adsorção (PAIM, 2002) quanto pelo fenômeno da oclusão (IANHEZ, 2003). A matéria orgânica funciona como uma espécie de quelante capaz de complexar os cátions metálicos mediante os ligantes oxigênio e nitrogênio presentes em sua estrutura e ricos em pares de elétrons. Segundo MATOSINHOS (2004), estas variáveis regem as interações solo-polvente-água.

BAIRD (2002) também aborda as interações entre os metais pesados e os solos. Tal autor divide a retenção dos metais pelos solos em três vias: a adsorção à superfície das partículas minerais, a complexação às partículas húmicas e por reações de precipitação. Dentre as reações de precipitação estão aquelas que acontecem com os sulfetos, com as hidroxilas e mesmo a metilação que ocorre com o radical orgânico metil. É o que ocorre com o mercúrio que forma a substância metil-mercúrio.

Segundo XAVIER (2004), o solo é capaz de imobilizar e depurar grande parte das impurezas nele depositadas funcionando com um filtro para os poluentes. Porém, no caso de muitas fontes de contaminação a capacidade filtrante e de autodepuração é ultrapassada. Neste sentido, IANHEZ (2003) verificou que os metais pesados de um depósito de rejeito de metalurgia foram retidos, na sua maioria, nas camadas superficiais dos solos, sem ocuparem apreciavelmente os sítios de ligação das camadas inferiores.

De modo geral, a retenção dos metais pesados nos componentes dos solos será diretamente proporcional às concentrações de cargas negativas (cargas negativas ou pares de elétrons livres passíveis de se ligarem aos orbitais d e f dos metais). Por sua vez, tais cargas são função direta do pH e do PCZ dos solos.

As forças com que os metais são retidos são diferentes conforme a variável envolvida. As interações eletrostáticas de superfície observadas nas argilas são fracas se comparadas com a complexação efetuada pelo húmus ou pela oclusão dos óxidos de ferro e alumínio. Isto explica as técnicas de fracionamento químico por meio das quais se separa um determinado componente (o cátion metálico no caso) em suas diferentes formas químicas. A primeira forma a ser retirada é a ligada mais fracamente ao solo (trocável: ligado às argilas) e prontamente disponível. Faz-se uso de uma solução química com capacidade de extração mais baixa. Com o aumento desta capacidade por meio de outras soluções, retiram-se sequencialmente as demais formas do metal do solo.

Tais procedimentos, realizados em laboratórios de química analítica, indicam o funcionamento de algumas técnicas de descontaminação. Conhecendo-se o metal, os componentes retentores e suas quantidades nos solos, podem-se definir as soluções que serão mais eficientes na remoção do mesmo do perfil do solo (IANHEZ, 2003).

IANHEZ (2003), ao estudar métodos de remoção de metais pesados em solos por meio de misturas otimizadas de agentes quelantes, menciona a existência de poucas referências na literatura relacionadas à despoluição dos solos. Em suas pesquisas concluiu, de uma forma geral, que os componentes despoluidores dos solos devem apresentar duas características básicas: não destruírem a matriz dos solos e serem eficientes na remoção dos poluentes, no caso metais pesados.

Outro aspecto a ser considerado é o fato de que as plantas possuem alta capacidade de extrair nutrientes dos componentes dos solos mediante a liberação de exudados que os tornam disponíveis às suas raízes. Paralelamente, compostos tóxicos também podem ser assimilados juntamente com os nutrientes (SIMÃO & SIQUEIRA, 2001). Isto deve ser levado em consideração para que se evite o uso de solos contaminados para culturas úteis a alimentação animal e humana, mesmo após a implementação de técnicas de imobilização dos metais. Nestas circunstâncias, tais solos podem ser utilizados para outros usos que não seja a produção de alimentos como é o caso do cultivo florestal para fins de produção de madeira para ser utilizada como fonte de energia térmica. Neste caso, as cinzas geradas deverão ser submetidas a um gerenciamento ambiental específico, pois conterão os metais outrora presentes nos solos de onde se obteve a madeira.

Segundo IANHEZ (2003) e SIMÃO & SIQUEIRA (2001), parte considerável do chumbo se liga fortemente à matriz do solo de modo a não ser lixiviado pelas águas das chuvas ou absorvido pelas plantas. No entanto, ainda há uma parcela deste metal que permanece disponível e as técnicas extratoras devem priorizar justamente esta fração.

PAIM (2002) menciona que o ácido monossilícico ( $H_4SiO_4$ ) é a forma predominante da sílica na faixa de pH de 4 a 9. Tal composto, quando presente nos solos em altas concentrações, possui a capacidade de precipitar o zinco e o chumbo na forma de  $Zn_2SiO_4$  e  $Pb_2SiO_4$  ao atuar como um ligante monodentado que complexa tais cátions.

A mobilidade dos metais pesados no compartimento ambiental solo é variável em função da natureza do próprio metal e de sua forma química. As propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos também interferem nesta mobilidade. Especificamente, os cátions divalentes  $Zn^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$  e  $Cd^{2+}$  são altamente hidratáveis e, geralmente, solúveis nos solos (SIMÃO e SIQUEIRA, 2001).

SRIVASTAVA et al. (2005), ao estudarem a absorção competitiva dos metais pesados cobre, chumbo, cádmio e zinco pelo mineral caolinita, concluíram que o cobre se liga mais fortemente e o cádmio foi o metal que se ligava com menor força a este mineral.

SIMÃO & SIQUEIRA (2001) mencionam que os processos de adsorção podem ser reversíveis, parcialmente reversíveis e irreversíveis. Ocorrem na superfície coloidal mediante mecanismos que podem ou não envolver a troca catiônica. Solos mais arenosos tendem a reter menos os metais. Apenas os solos muito ricos em areias não são capazes de reter os cátions divalentes  $Cu^{2+}$  e  $Pb^{2+}$ . Mencionam que os constituintes orgânicos dos solos também interagem com estes metais.

Zinco, cádmio e chumbo apresentam comportamentos bastante diferentes. O zinco e o chumbo são retidos preferencialmente pela matéria orgânica e, em condições de pH elevado, esta capacidade retentora é ampliada (IANHEZ, 2003). PAIM (2002) também cita que o zinco também é retido pela matéria orgânica e que o chumbo, no estado de oxidação +2, tem alta afinidade pelos constituintes minerais dos solos. O cádmio se mostrou muito solúvel nos solos por não estabelecer interações fortes o suficiente com os minerais e principalmente com a matéria orgânica. Diante disto, pode-se dizer que a contaminação por tal metal é problemática independente do solo onde ocorra (IANHEZ, 2003).

As técnicas mencionadas anteriormente consideram como tratamento de solos contaminados a remoção dos contaminantes, exceto as técnicas de biorremediação que fixam os poluentes nos solos. As linhas gerais deste trabalho consideram que o risco ou potencial de dano ambiental ocorre quando o metal não é retido adequadamente nos solos de forma a poder alcançar as águas subterrâneas e, seqüencialmente, outros compartimentos ambientais. Assim, pressupõe-se e considera-se inicialmente que é benéfico os metais permanecerem retidos nos solos. Por outro lado, seria necessário que os usos destes solos fossem apenas aqueles que não fizessem surgir condições adequadas para a mobilização (disponibilização) dos metais. Esta é uma situação na qual não se vislumbra a possibilidade de remediação, com a conseqüente remoção dos metais dos solos, e

pretende-se imobilizar os poluentes nos solos e ainda fazer usos específicos da área. Nesta situação, a proposta deste trabalho - mapeamento da vulnerabilidade química de acordo com os constituintes retentores dos metais – seria aplicável e daria uma noção do uso adequado de acordo com o risco ambiental em cada mancha de solo.

SIMÃO & SIQUEIRA (2001) relatam que as técnicas de extração seqüencial buscam discriminar as formas solúvel, trocável, carbonato, complexada pela matéria orgânica, ligadas aos óxidos e residual. As três primeiras formas são consideradas móveis e, devido a isso, consideradas mais disponíveis aos vegetais. As demais, principalmente as ligada aos óxidos e residual, são pouco móveis e indisponíveis aos vegetais.

O quadro 1 apresenta alguns extratores de metais pesados.

**Quadro 1:** Extratores sequenciais de metais pesados em solos

<b>Fração metálica</b>	<b>Extrator</b>	<b>Interações com os metais</b>
Solúvel e trocável	KNO <sub>3</sub>	Depositado sobre as partículas dos solos
Adsorvido	NaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	Adsorção específica fraca
Complexado	NaClO e EDTA	Complexado a Matéria Orgânica
Adsorvido	NaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> /NaF/EDTA	Adsorção intensa forte
Ocluído	NH <sub>2</sub> OH.HCl/HCl	Em óxidos de Fe amorfos
Ocluído	NaOH/NaF/EDTA	Em óxidos de alumínio
Ocluído	HCl/Ac Asc/NaCit	Em óxidos de Fe cristalinos
Residual	(HNO <sub>3</sub> /HClO <sub>4</sub> /HF)	Retido no quartzo

**Fonte:** Adaptado de IANHEZ (2003)

## **CAPÍTULO 4**

### **FONTES POTENCIAIS DOS METAIS PESADOS NA ÁREA DE ESTUDO**

#### **4.1 – Extração e Beneficiamento de Rochas Calcárias**

A rocha calcária é composta por vários minerais carbonatados e outros componentes em menor quantidade que, para o setor produtor de cal, são considerados impurezas como é o caso dos óxidos de ferro ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), de alumínio ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ), de silício ( $\text{SiO}_2$ ) e argilas (CEMIG, 1991). Outros componentes também podem estar presentes devido ao tectonismo gerador de falhas ricas em sulfetos que, ao serem alcançadas por fluidos magmáticos ricos em metais pesados formam o sulfeto de chumbo (PbS: galena) e sulfeto de zinco (ZnS: blenda) na rocha calcária. A figura 5 apresenta uma lavra de rocha calcária na região de estudo.



**Figura 5:** Lavra de rocha calcária. No processo de lavra do calcário, muitos condutos acabam sendo expostos de forma a se facilitar a entrada de águas pelos mesmos.

AMARAL SOBRINHO (1982, *apud* PAIM, 2002) identificou chumbo e cádmio em calcários provenientes de diversos municípios de Minas Gerais. Segundo PAIM (2002), estes calcários, utilizados como corretivos da acidez dos solos, não têm potencial para poluir o meio ambiente tendo em vista que elevam o pH dos solos. Em valores de pH básicos, os cátions metálicos se precipitam na forma de hidróxidos e se tornam menos disponíveis às águas e seres vivos (SIMÃO & SIQUEIRA, 2001).

O processo de obtenção do calcário se dá pelo desmonte da rocha, seguido pela britagem da mesma a tamanhos otimizados para o processo de calcinação, que se situam em torno de 15,0 cm

(CEMIG, 1991). No caso de se comercializar o próprio calcário faz-se necessário moer o mesmo de modo a obter granulometrias variadas conforme a necessidade dos compradores. Todos estes processos contribuem com a liberação de materiais particulados como é o caso dos PM 2,5 (partículas com diâmetro menores ou iguais a 2,5  $\mu\text{m}$ ), dos PM 10 (partículas com diâmetro entre 2,5 e 10  $\mu\text{m}$ ), dos PM 15 (partículas com diâmetro entre 10 e 15  $\mu\text{m}$ ) e partículas com diâmetro maior que 15  $\mu\text{m}$ . Estas partículas são formadas pelos carbonatos e suas impurezas, dentre as quais os sulfetos metálicos. O alcance destes materiais até pontos longínquos da lavra e beneficiamento dependerá da velocidade e direção dos ventos, do diâmetro das partículas, das barreiras naturais (relevo e vegetação de grande porte) e artificiais (construções) ao movimento das massas de ar e da umidade relativa do ar, dentre outros.

Tais materiais inicialmente depositam-se sobre os vegetais, sobre os solos descobertos e sobre as construções. Quando depositados sobre os vegetais, neles ficam até que algum evento os retire como é o caso da precipitação atmosférica, levando-os para os solos. Uma parcela das partículas penetra no solo e outra parcela será carregada por meio do escoamento superficial das águas. Enquanto presentes nos vegetais, as partículas formam um bloqueio para a radiação solar impedindo que esta atinja as folhas diminuindo assim a taxa fotossintética das mesmas. Quando depositados sobre regiões com intensa impermeabilização dos solos - como é caso das áreas urbanas - a tendência é que as chuvas levem tais materiais para os cursos d'água. Nestas condições de umidade as partículas podem se dissolver e os sulfetos se desprenderem dos cátions metálicos, principalmente em condições ácidas, tornando-os biodisponíveis.

#### **4.2 – Fornos de Produção de Cal**

A produção da cal compreende o aquecimento das pedras calcárias para que o gás carbônico seja liberado, restando apenas o óxido de cálcio. Há dois gastos energéticos neste processo. O primeiro se deve a elevação da temperatura da superfície das pedras calcárias a 1100 °C (o que garante uma temperatura na frente de reação, local onde o calcário está sendo convertido à cal e gás carbônico, de 902 °C). O segundo gasto relaciona-se à energia absorvida no processo por se tratar de uma reação química endotérmica.

As pedras são colocadas em fornos e submetidas ao fluxo de calor produzido por combustíveis os mais variados possíveis. Dentre estes estão a madeira (em toras ou gaseificada), o carvão vegetal e mineral (na forma de carvão ou gaseificado), óleos combustíveis (líquido ou gaseificado), o coque de siderurgia, resíduos plásticos e sucata de pneus (CEMIG, 1991). Muitos destes componentes possuem substâncias danosas ao meio ambiente ou as geram quando

submetidos aos processos de combustão, principalmente quando este ocorre de forma incompleta. A figura 6 apresenta duas atividades de calcinação.



**Figura 6:** Produção de cal. Atividade artesanal (à esquerda) e atividade industrial (à direita). As emissões atmosféricas destas atividades têm grande potencial de dano ambiental se não são submetidas ao controle ambiental adequado.

Os poluentes produzidos constituem-se de materiais particulados como é o caso das fuligens provenientes da combustão incompleta destes combustíveis. Também ocorre formação de compostos extremamente tóxicos como as dioxinas e furanos e a formação de gases ( $\text{CO}$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{CH}_4$  e outros fragmentos de hidrocarbonetos).

Muitos destes combustíveis possuem metais pesados como é o caso dos óleos, das sucatas de pneus e até mesmo a madeira e carvão vegetal. O cádmio, um metal extremamente tóxico, é um bom exemplo. Os pneus possuem metais pesados em sua constituição e até meados de 2002 estavam sendo utilizados como fonte de energia na produção de cal nos fornos de barranco na região de Córrego Fundo - MG (BORGHETTI, 2002). Quando ocorre a combustão, os metais são liberados e carregados por entre as pedras calcárias dentro dos fornos de calcinação pelo fluxo de ar aquecido e atingem a atmosfera sendo então levados a outras localidades. Na seqüência passam por etapas parecidas com aquelas dos materiais particulados provenientes das pedreiras.

Segundo CEMIG (1991), os critérios de escolha dos combustíveis não levam em consideração a variável ambiental mas, principalmente, a variável econômica.

## **CAPÍTULO 5**

### **GESTÃO AMBIENTAL DE SOLOS**

#### **5.1 – Uso de Sistemas de Informações Geográficas**

Por possuir uma capacidade filtrante, os constituintes dos solos podem ser trabalhados utilizando-se adaptações do modelo desenvolvido por LIMA et al. (2004). Trata-se do modelo de vulnerabilidade de solos à contaminação por metais pesados. Os valores de cada constituinte foram divididos em faixas de vulnerabilidade de acordo com a capacidade de retenção dos metais.

Vários setores podem fazer uso dos mapas de vulnerabilidade. O setor público - ao qual incumbe implementar os instrumentos para o cumprimento da Política Nacional de Meio Ambiente - pode utilizar tais mapas para estabelecer valores orientadores de qualidade ambiental, o zoneamento econômico - ambiental e a criação de áreas de proteção ambiental. Tais mapas indicarão a frequência e critérios aplicados ao monitoramento ambiental assim como os solos adequados as mais diversas atividades (agropecuária, produção de madeira, indústria, turismo, etc) por meio do zoneamento ambiental. As empresas terão uma melhor idéia da magnitude dos impactos ambientais que suas atividades estão gerando na área de entorno às suas instalações e poderão implantar e/ou aperfeiçoar seus programas de gestão e controle ambientais.

Outra técnica que dá suporte à análise ambiental de vulnerabilidade é o método DRASTIC (AL-ADAMAT et al., 2003). Tal método consiste na multiplicação ponderada de 7 variáveis hidrogeológicas. São elas: a profundidade do topo do aquífero, a recarga do aquífero, o material do aquífero, o tipo de solo, a topografia, a influência da zona vadosa e a condutividade hidráulica do aquífero. Aos parâmetros atribui-se valores relativos de 1 a 10 proporcionais aos seus valores absolutos e pesos de 1 a 5. Neste trabalho pretende-se avaliar a vulnerabilidade química dos solos no sentido da capacidade deles reterem os metais. Obviamente, solos que forem vulneráveis indicam aquíferos vulneráveis pois se os solos não reterem os metais estes atingirão as águas subterrâneas.

No modelo deste projeto serão utilizados três variáveis: capacidade de troca catiônica, teores de óxidos de ferro e alumínio e teor de matéria orgânica. Quando estas variáveis são comparadas às variáveis do modelo DRASTIC nota-se que elas relacionam-se ao tipo de solo e, em parte, ao material do aquífero. A profundidade do solo não será considerada neste modelo uma vez que IANHEZ (2003) e BAIRD (2002) mencionam que uma grande parcela dos metais pesados é retida nos primeiros centímetros dos solos. É importante frisar que os trabalhos de IANHEZ (2003) foram realizados com amostras de uma área de disposição de rejeito de processos de metalurgia, ou seja,



materiais com altos teores de metais pesados. Teores estes muito maiores do que aqueles da região de estudo desta dissertação.

O aspecto da recarga do aquífero não foi considerado nos cálculos e sim nas áreas de restrições máximas, uma vez que áreas de afloramento calcário (zonas de recarga) foram consideradas como tendo, independentemente das características dos solos, vulnerabilidade química altíssima. A topografia foi considerada, não como uma variável de cálculo, mas como um critério geomorfológico para se definir as manchas homogêneas de coleta de solos. O aspecto da zona vadosa também é contemplado nos critérios de definição das manchas geomorfológicas. A condutividade hidráulica foi parcialmente contemplada na separação da área de estudo em duas pedologias: latossolos (onde predomina a litologia pelito terrígeno) e argissolos (onde predomina os calcários dolomitos). A condutividade hidráulica em áreas calcárias tende a ser maior.

Tendo em vista que se prioriza neste estudo aspectos de química de solos, a grande contribuição aqui apresentada refere-se a definição de valores e pesos com base em dados de laboratório.

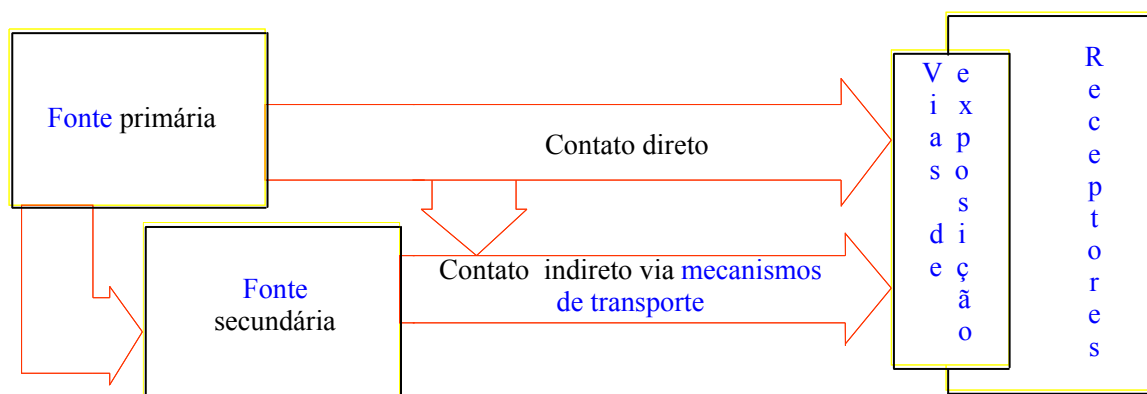
O uso dos gráficos de fracionamento químico, presentes nos trabalhos de EGREJA FILHO (1997) e IANHEZ (2003), como geradores de pesos para as variáveis é uma opção certa no que se refere à aproximação da realidade. Assim, a variável capacidade de troca catiônica deve ter como peso o percentual do metal adsorvido eletrostaticamente aos constituintes da fração argila, a variável teor de óxidos deve ter como peso o percentual de metal ocluídos nas estruturas dos óxidos e a variável matéria orgânica deve ter como peso o percentual do metal complexado pela matéria orgânica.

Por outro, é sabido que as forças de retenção dos metais são diferentes e aumentam com a força do extrator químico. As forças de retenção dos metais pesados pelos óxidos são maiores do que a força de retenção dos metais pela matéria orgânica que, por sua vez, é maior do que as ligações superficiais com os minerais da fração argila. Diante disto, surge um segundo peso a ser considerado. É possível haver meios para que ele seja medido em laboratório como é o caso de se medir a força iônica de cada solução extratora para os metais ligados a cada uma das frações dos solos. No entanto, este não foi o objetivo deste trabalho de forma que a alternativa para a atribuição de valores numéricos para este segundo peso foi o conhecimento adquirido.

O modelo DELPHI (RIBEIRO, 2006), que se baseia nas propostas de diversos especialistas em determinado conhecimento, seria uma outra alternativa para a definição deste segundo grupo de pesos para o modelo.

## 5.2 – Avaliação de Riscos Ambientais

Segundo PEDROSO (2002), a avaliação de risco ambiental serve de base para os procedimentos de gerenciamento ambiental por se basear em métodos científicos e definir áreas prioritárias de intervenção. PEDROSO (2002) e XAVIER (2004) mencionam que tal técnica é compreendida pelas situações nas quais haja, necessariamente, a presença do contaminante, das rotas ou vetores de exposição e dos receptores (Figura 7). A fonte de contaminação é o ponto de origem do lançamento do poluente, um local onde se encontra a maior concentração do poluente. Pode ser uma fonte primária (objeto ou ação causadora da contaminação, ou seja, despejo de rejeitos, vazamento de tanques e outros) ou secundária (poluentes na zona vadosa e pluma de fase livre móvel). As vias de exposição são mecanismos de transporte (solo, água ou ar) da fonte para o receptor e relacionam-se com a maneira como a exposição ocorre (ingestão, inalação, contato dermal, etc). O receptor é o ponto no qual ocorre o risco - como é o caso dos poços de abastecimento, nascentes, rios e lagos - ao homem, à fauna e à flora.



**Figura 7:** Fatores relacionados à existência de risco ambiental.

Relacionado à avaliação de risco está o termo “perigo”, ou seja, a possibilidade de dano a ambientes ou organismos mediante a aplicação de processos ou de compostos químicos ou misturas destes (MATOSINHOS, 2004). O risco ambiental avaliaria este perigo de forma qualitativa PEDROSO (2002).

Os procedimentos de análise de risco ambiental se dividem em duas etapas: avaliação do risco e gerenciamento do risco. A primeira é entendida como o levantamento técnico da magnitude e natureza do risco. O gerenciamento do risco é o processo de avaliação e seleção das ações

apropriadas para se controlar o perigo e atenuar suas conseqüências (PEDROSO, 2002). Determinação de vulnerabilidades são ferramentas úteis à fase de avaliação do risco.

XAVIER (2004) define a avaliação de risco como um instrumento indicador de critérios de limpeza do solo. Esta concepção evidencia o uso desta técnica para situações onde já tenha havido contaminação. No entanto, não se observam impedimentos do seu uso para situações em que haja possibilidade de derrame de contaminantes desde que se faça as adaptações necessárias ao modelo. Quando utilizado desta forma, trata-se de um instrumento de previsão do comportamento ambiental assim como um recurso para a escolha das medidas emergenciais a serem implementadas.

Conforme visto em outro tópico deste trabalho, LIMA et al. (2004) definiram que o termo vulnerabilidade está relacionado à possibilidade de dano ou à baixa resistência de um sistema a um contaminante. Assim, para determinação da vulnerabilidade de um solo, aquífero ou outro compartimento ambiental é necessário se conhecer as variáveis deste compartimento que contribuem com a retenção dos poluentes. O uso da Avaliação de Risco Ambiental para previsões de eventos de contaminação parte deste princípio e requer, além das propriedades dos ambientes contaminados, variáveis relacionadas ao poluente em questão.

Nota-se, pelas publicações de XAVIER (2004) e PEDROSO (2002), que os modelos de avaliação de risco ambiental têm muita aplicabilidade nos casos de derrame de compostos derivados do petróleo. No entanto, possibilidades de uso destas técnicas para outros compostos tóxicos ao homem e a biota assim como em situações em que ainda não houve o lançamento dos poluentes, ou seja, um uso para prevenção e planejamento de ações de contingência no caso de ocorrência do derrame de contaminante, ainda não foram vislumbrados.

É recente no Brasil o uso da avaliação de risco como instrumento para a determinação de impactos gerados pela contaminação do solo e de águas subterrâneas assim como para medidas de descontaminação. Também não se observa a elaboração de modelos nacionais que se apliquem à realidade das condições brasileiras (XAVIER, 2004). Apesar disto, esta autora concluiu, em seus trabalhos, que os três modelos estudados se mostraram aplicáveis aos cenários do Brasil.

XAVIER (2004) enfatiza também a importância da definição de cenários de contaminação e de exposição. Os cenários de contaminação estão relacionados às fontes dos poluentes. Os cenários de exposição relacionam-se aos seres expostos aos contaminantes e às vias de exposição. Tal autora citou quatro cenários em seus trabalhos: Residencial rural, residencial urbano, recreativo e comercial. O cenário residencial é o de maior risco por se tratar de um local de uso pleno pelos moradores. Eles estão expostos a todas as vias de exposição (solo, plantas, leite, água, vapores e outros). Nos outros cenários, os riscos tendem a ser menores uma vez que não se observam tantas vias de exposição e o tempo de contato com as mesmas é menor.

A área de estudo deste trabalho compreende uma localidade rural e, no seu quadrante sudeste, encontra-se uma localidade com um agrupamento de chácaras e pequenos sítios com cultivos agrícolas e criação de animais. Caso haja poluentes nestas localidades poderão existir riscos de que a população seja atingida.

Dentre as metodologias de avaliação de risco, a C-SOIL, desenvolvida na Holanda em 1991, propõe valores de referência, de alerta e de intervenção. Os valores de referência podem ser entendidos como as concentrações naturais dos poluentes nos solos, ou seja, valores de “background”. Os valores de alerta indicam alterações nas propriedades funcionais dos solos e os valores de intervenção indicam risco à saúde humana (XAVIER, 2004 e CETESB, 2005; vide anexo). O quadro 2 apresenta os valores orientadores para os metais pesados pesquisados nesta dissertação.

**Quadro 2:** Valores orientadores do teor de metais pesados em solos.

Ação	Unidade	Metais						
		Cr	Co	Cu	Cd	Zn	Ba	Pb
<b>Referência de qualidade</b>		40	13	35	< 0,5	60	75	17
<b>Prevenção</b>		75	25	60	1,3	300	150	72
<b>Intervenção: Agrícola</b>	<b>mg/Kg</b>	150	35	200	3	450	300	180
<b>Intervenção: Residencial</b>		300	65	400	8	1000	500	300
<b>Intervenção: Industrial</b>		400	90	600	20	2000	750	900
<b>Água subterrâneas</b>	<b>µg/L</b>	50	5	2000	5	5000	700	10

Fonte: Modificado de CETESB (2005).

Um auxílio para o estabelecimento dos valores de referência, alerta e intervenção são os mapas de vulnerabilidade ambiental. Tais mapas consideram a heterogeneidade dos solos e permitem que tais valores sejam estipulados de acordo com as características intrínsecas a cada unidade de mapeamento.

XAVIER (2004) classifica os riscos em relativos à ocorrência de acidentes e riscos relativos à ocorrência de efeitos negativos ao meio ambiente e à saúde humana. Na área de estudo deste trabalho há possibilidade de contaminação ambiental e conseqüentes danos à saúde humana, principalmente se os contaminantes atingirem as águas subterrâneas.

## **CAPÍTULO 6**

### **PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS**

#### **6.1 - Delineamento Experimental**

Foi escolhida uma área heterogênea para as coletas dos solos de forma a se ter um local bem representativo de extensões maiores da região. Além de contemplar uma parcela representativa do Grupo Bambuí, sobretudo a porção referente à Província Cárstica de Arcos - Pains – Doresópolis, foi contemplado uma área de fácies pelitos terrígenos. A heterogeneidade também ocorreu no aspecto da hidrografia, uma vez que parte da área de estudo situa-se na bacia hidrográfica do rio São Francisco e outra parte na bacia hidrográfica do rio Grande. Também ocorrem outras classes de solos na área: cambissolo glei eutrófico, argissolos eutróficos, latossolos distróficos e hidromórficos. Quanto às intervenções antrópicas, há três atividades principais: lavras e beneficiamento de calcários, calcinações para a produção de cal e agropecuária. Escolheu-se uma área retangular de 15 km<sup>2</sup> (5 km X 3 km) numa posição que contemplasse todas estas heterogeneidades.

Foram realizados três trabalhos de campo no local. O primeiro, ocorrido em fevereiro de 2006, teve por objetivo fazer um reconhecimento da área por meio da locomoção na mesma e georreferenciamento de alguns pontos de interesse assim como a obtenção de fotografias dos empreendimentos, locais de interesse ambiental (áreas de descarga e recarga hídrica) e de feições geomorfológicas específicas (afloramentos calcários, dolinas e outros).

No segundo trabalho de campo – ocorrido em maio de 2006 - fez-se uma passagem mais detalhada na área com o intuito de checar pontos representativos para a coleta de solos. Também houve coleta de imagens e de coordenadas geográficas de pontos de interesse.

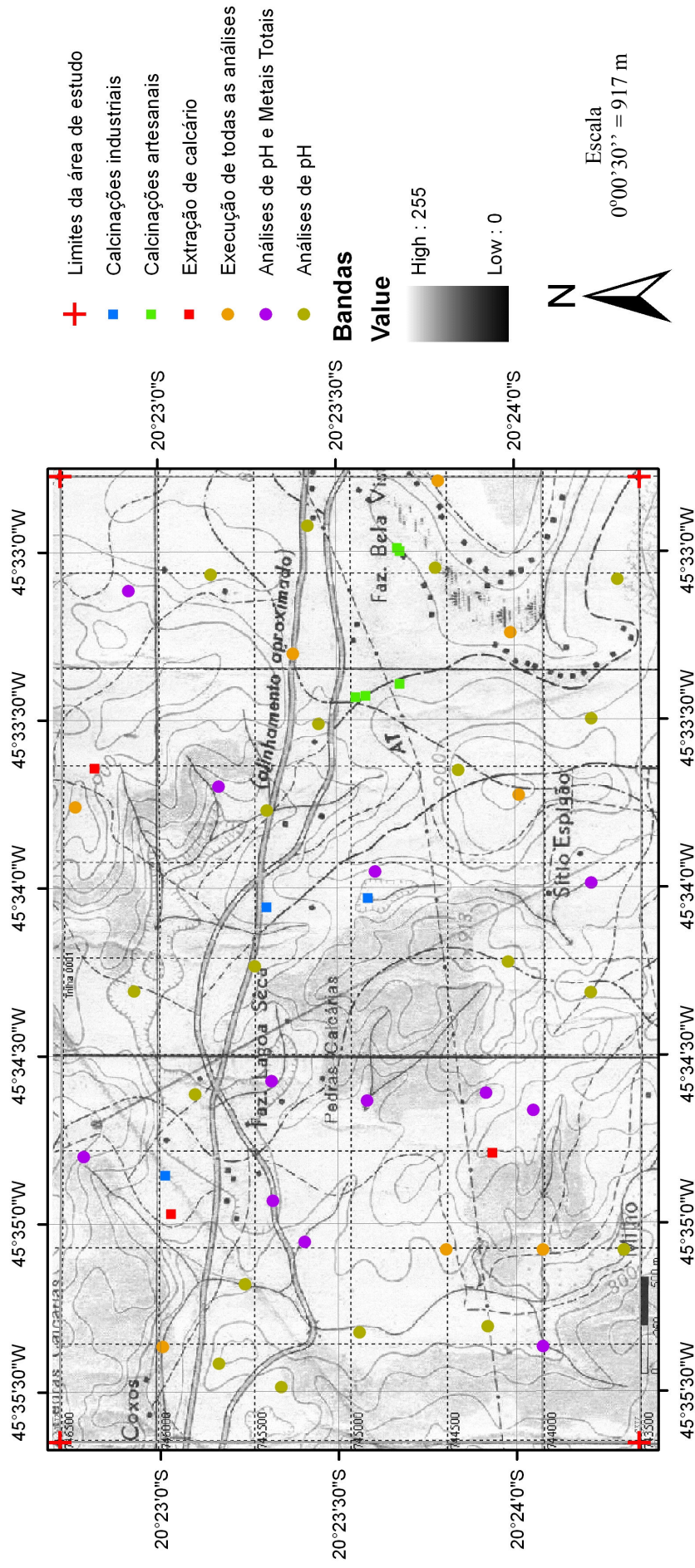
Com as informações dos dois trabalhos de campo iniciais, juntamente com informações obtidas em literatura diversa e de trabalhos realizados na área de estudo, definiram-se os pontos de amostragens. Eles foram escolhidos de forma a se contemplar manchas homogêneas.

No terceiro trabalho de campo houve, por meio de GPS, a marcação dos pontos de amostragens e as coletas propriamente ditas. Foram realizadas conforme é descrito por LEMOS (1996). Tendo em vista que se objetivou quantificar os metais pesados presentes nos solos cujas fontes são, predominantemente, antrópicas, a coleta se deu nos primeiros 20 cm de profundidade. Conforme os resultados de IANHEZ (2003) e conclusões de LEMOS (2002), um maior percentual dos cátions metálicos é retido nesta faixa de profundidade. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e encaminhadas ao laboratório para as análises.

Em campo, buscou-se coletar amostras de forma a contemplar pontos de áreas homogêneas

do ponto de vista geomorfológico como é o caso das vertentes, áreas próximas a talvegues de cursos d'água intermitentes e topos de colinas. Outras feições locais indicativas de homogeneidade geomorfológica também foram consideradas. Foram coletadas 39 amostras. A figura 8 apresenta os pontos de amostragens. Tais pontos são indicados tendo ao fundo parte da Folha Arcos do IBGE 1:50.000 de 1970. Tal folha forneceu a base cartográfica para a elaboração dos mapas presentes neste trabalho e auxiliou nos trabalhos de campo.

## Empreendimentos e pontos de amostragens



**Figura 8:** Distribuição espacial dos pontos de amostragens e dos empreendimentos. Imagem de fundo: Folha Arcos 1:50.000 (IBGE, 1970).

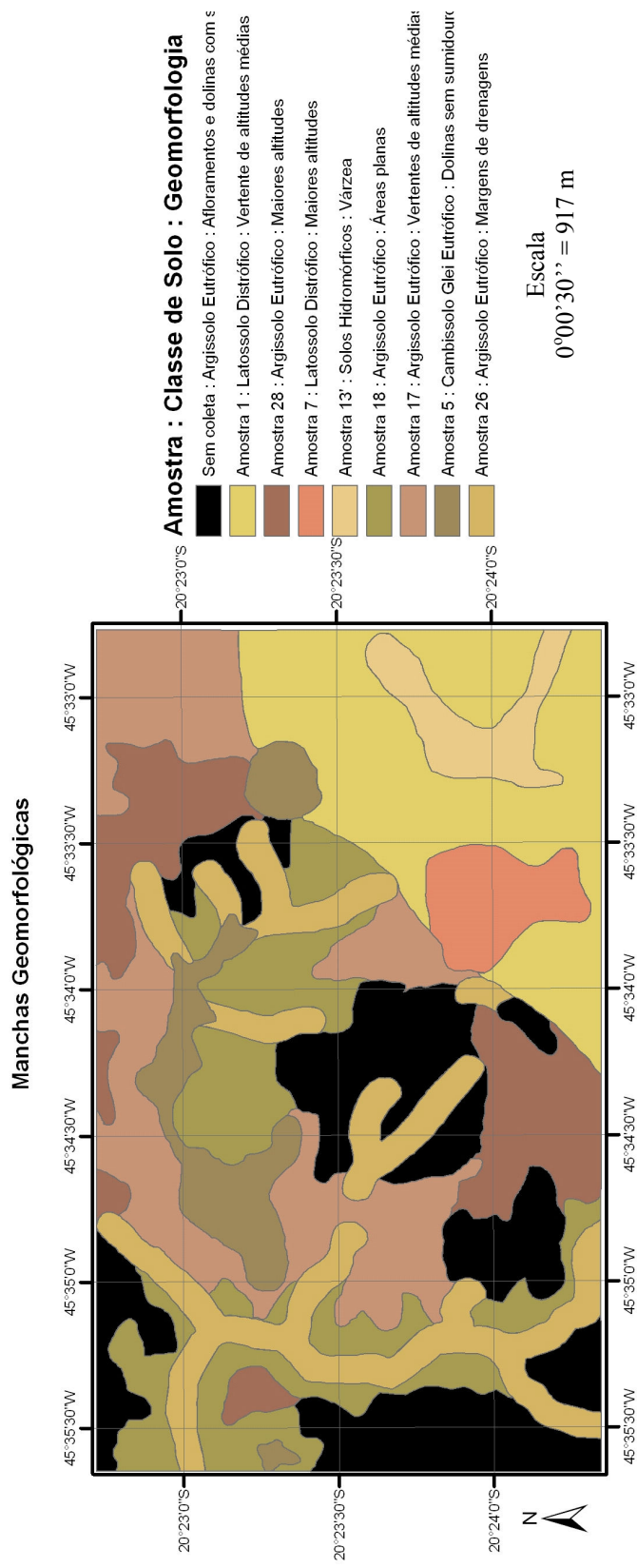
As medições de pH foram realizadas em todas as amostras. As determinações dos teores totais dos metais pesados foram realizadas em 20 amostras. As extrações sequenciais, os teores de matéria orgânica, de óxidos de ferro e de alumínio, a CTC e a granulometria foram realizadas em 8 amostras. Dentre as 39 amostras, 9 estavam sobre latossolos distróficos, 2 sobre solos hidromórficos, 4 sobre cambissolos glei eutróficos e 24 sobre os argissolos eutróficos. Estes números de amostras e análises, assim como as variáveis analisadas, foram definidos com base na demanda de dados numéricos para a geração dos mapas e na representatividade das amostragens frente ao tamanho da área de estudo.

Com base em todos os levantamentos bibliográficos realizados e nos trabalhos de campo foram definidas as áreas de abrangências, ou seja, áreas que são representativas das 8 amostras. A figura 9 apresenta tais áreas. LAGES (2005) estabeleceu que solos das área cárstica estudada, sujeitos a presença de água, são Cambissolos Gleí Eutróficos. Os solos de várzeas de substrato pelito terrígenos são hidromórficos. Atualmente. A cada uma destas manchas foram atribuídos os valores relativos dos resultados das análises laboratoriais. Das 8 amostras selecionadas para o outro grupo de análises, as amostras 1 e 7 foram coletadas sobre latossolos, as amostras 18, 17, 28 e 26 foram coletadas sobre argissolos eutróficos, a amostra 13' foi coletada sobre solos hidromórficos e a amostra 5 foi coletada sobre cambissolos glei eutróficos (Dolina sem sumidouro – substrato calcário). As amostras 7 e 28 são representativas de áreas de cotas mais elevadas - solos bem drenados -, as amostras 1 e 17 são de solos de cotas médias – considerando-se como referencial topográfico as cotas mínima e máxima dentro da própria área de estudo - e são solos de drenagem média. As amostras 13' e 18 são das áreas baixas e planas, a amostra 26 é de uma faixa de drenagem e a amostra 5 é do fundo de uma dolina sem sumidouro. A amostra 13' foi coletada em área de várzea.

A mancha “Latossolo distrófico: vertente de altitudes médias” é representada pela amostra 1; a mancha “Latossolo distrófico maiores altitudes” é representada pela amostra 7; a mancha “Solo hidromórfico: várzea” é representada pela amostra 13'; a mancha “Argissolo eutrófico: vertentes de altitudes médias” é representada pela amostra 17; a mancha “Cambissolo glei eutrófico: dolinas sem sumidouro” é representada pela amostra 5; a mancha “Argissolo eutrófico: margens de drenagem” é representada pela amostra 26; a mancha “Argissolo eutrófico: áreas planas” é representada pela amostra 18 e a mancha “Argissolo eutrófico: maiores altitudes” pela amostra 28.

Para as manchas “Afloramentos e dolinas com sumidouro” não houve amostragem uma vez que suas vulnerabilidades químicas são consideradas altíssimas tendo em vista as suas características.





**Figura 9:** Mapa de manchas geomorfológicas. Obtidas por meio de vetorização de feições presentes na Folha Arcos 1:50.000 do IBGE (IBGE, 1970; BORGHETTI, 2002 e LAGES, 2005).

Uma fase importante do trabalho foi definir quais as variáveis seriam analisadas nas amostras de solos coletadas e isto foi feito no período que precedeu o terceiro trabalho de campo. Com base nesta definição foi possível estabelecer o método de coleta citado anteriormente – assim como a quantidade das amostras a serem coletadas.

Definiu-se, para serem analisados, três grupos de variáveis. O primeiro refere-se as variáveis que efetivamente retêm os metais pesados nos solos e são os constituintes químicos dos solos. É o caso dos óxidos e da matéria orgânica. Um segundo grupo (com apenas uma variável), representado pela capacidade de troca catiônica dos solos, não pode ser considerado como um constituinte químico dos solos e sim uma ação química (retenção) de outros muitos constituintes mineralógicos e químicos - dentre eles os óxidos de ferro e alumínio – sobre os metais pesados e outros compostos. Em outras palavras, a CTC representa uma dentre as outras formas de retenção dos metais pelos constituintes dos solos. Representa a retenção por atrações eletrostáticas superficiais. Estas atrações são causadas principalmente pelas cargas negativas ou pares de elétrons dos óxidos e silicatos e pela matéria orgânica. No entanto, estes constituintes também interagem de outras formas com os metais como é o caso da oclusão (óxidos) e da complexação (matéria orgânica).

O terceiro grupo corresponde a variáveis representativas de condições dos solos e não de constituintes ou ações destes constituintes sobre os metais. É o caso do pH, uma variável que influencia diretamente a capacidade de retenção dos constituintes dos solos sobre os metais pesados (SIMÃO & SIQUEIRA, 2001).

## **6.2 - Preparo das Amostras**

### **6.2.1 - Obtenção da Fração Terra Fina Seca ao Ar - TFSA**

As amostras trazidas do campo foram colocadas em bandejas e deixadas sobre a bancada do Laboratório de Geomorfologia do IGC por 4 dias sob temperatura ambiente. Em seguida, as amostras foram destorroadas e peneiradas para se obter a fração Terra Fina Seca ao Ar - TFSA (granulometria menor que 2 mm). Com estas amostras de TFSA foram realizadas as demais análises. Estes procedimentos seguiram as recomendações da Embrapa (EMBRAPA, 1997).

### **6.2.2 - Obtenção da Fração Argila**

Tendo em vista o fato de que os óxidos presentes nos solos que efetivamente contribuem com a retenção dos metais são aqueles da fração argila, esta foi obtida para a determinação dos óxidos de ferro.

Pesou-se 200 g de TFSA em béquer e adicionou-se 1000 mL de água e 100 mL de solução 1 N de NaOH. Em seguida agitou-se e a solução foi deixada em repouso por 1 dia para ser então transferida para balde no qual se colocou o agitador elétrico Stirrer. O volume foi completado para aproximadamente 3 L. A solução obtida foi agitada por 40 minutos. Em seguida a solução foi filtrada em peneira de 0,053 mm. O passante foi colocado quantitativamente em balde de 8 L e o volume do mesmo foi completado para os 8 L. As soluções presentes nos baldes foram agitadas durante 20 s com bastão - tendo em sua ponta furos.

Após ficarem em repouso por no mínimo 10 h nos baldes retirou-se o volume correspondente aos 5 cm superiores de cada balde. Estas alíquotas foram colocadas em recipientes e levados para estufa para a evaporação da água. As amostras guardadas para a determinação dos teores dos óxidos de ferro cristalino e amorfo por via úmida.

### **6.3 – Determinação do pH em Água**

A leitura do pH ocorreu em triplicatas. Mediu-se 10 mL da TFSA que foram colocados em frascos plásticos. Em seguida adicionou-se 10 mL de água destilada e agitou-se por 5 minutos. Esperou-se por uma hora para que se obtivesse o equilíbrio químico e em seguida mediu-se o valor do pH por meio de pHmetro. Este aparelho foi aferido com os tampões 4,0; 7,0 e 9,0. Os resultados, para cada amostra, foram obtidos pela média aritmética das triplicatas. Dentro de cada triplicata, os valores que se distanciassem 5 % da média eram descartados. Este procedimento de descarte do valor da triplicata foi aplicado ao tratamento estatístico dos dados das outras análises efetuadas.

### **6.4 - Matéria Orgânica**

A determinação do teor de matéria orgânica se deu por meio de titulação química do excesso de agente oxidante (dicromato de potássio) com sulfato ferroso amoniacal.

Inicialmente testaram-se os solos para verificação de efervescência dos mesmos com ácido clorídrico a 10 %. Nenhum dos solos apresentou efervescência ao reagir com a solução ácida, indicando que os mesmos não eram solos calcários. Apesar de boa parte da área de estudo estar em região calcária, as amostras analisadas não eram de solos calcários uma vez que não foram coletadas em locais nos quais a rocha de origem estivesse próxima a estes solos a ponto de conferir-lhes tais características.

Baseou-se em DEFILIPO & RIBEIRO (1997). Foram utilizados 0,5 g da TFSA sobre os quais se adicionou 10 mL do agente oxidante (dicromato) com o auxílio de pipeta. Em seguida adicionou-se o indicador para identificar o ponto de viragem e titulou-se com sulfato ferroso

amoniacoal. Estas análises foram realizadas em triplicatas e o teor de matéria orgânica foi calculado multiplicando-se o teor de carbono orgânico obtido por 1,74.

## 6.5 - Granulometria

Foi realizado com base no Método da Pipeta (EMBRAPA, 1997). Pesou-se 20 g de solo em béquer e adicionou-se 100 mL de água e 10 mL de solução 1 N de NaOH. Agitou-se com bastão de vidro e a solução foi deixada em repouso por 1 dia para ser então transferida para copo metálico do agitador elétrico Stirrer e o volume completado para aproximadamente 300 mL. A solução obtida foi agitada por 15 minutos. Em seguida a solução foi filtrada em peneira de 0,053 mm. O passante foi colocado quantitativamente em proveta de 1 L e o volume completado para 1 L. As soluções presentes nas provetas foram agitadas durante 20 s com bastão que continha furos em sua ponta.

A prova em branco foi preparada colocando-se o dispersante em proveta de 1000 mL contendo água, completando-se o volume e agitando-se durante 20 segundos.

O material retido no filtro (fração areia) foi lavado com água destilada sendo que esta água de lavagem foi adicionada na proveta de 1 L. Este material retido foi colocado em recipiente com tara conhecida e levado à estufa para a completa evaporação da água.

Após ficarem em repouso por 4 h retirou-se 50 mL das provetas, com auxílio de pipeta, dos 5 cm superiores. Estas alíquotas foram colocadas em recipientes com taras conhecidas e levados para estufa para a evaporação da água. Após completada a evaporação, os recipientes foram colocados em dessecador. Posteriormente foram pesados e, por meio de equações específicas, obteve-se o teor percentual de argila, silte e areia.

## 6.6 – Determinação dos Teores de Óxidos de Ferro e Alumínio

As determinações dos óxidos de ferro foram realizadas no Departamento de Solos – DPS da Universidade Federal de Viçosa. Foram quantificadas duas espécies de ferro do solo: os óxidos de ferro cristalinos e os óxidos de ferro amorfos.

Os óxidos de ferro cristalino são aqueles que apresentam uma estrutura mais rígida e uma estabilidade química maior. São representados quimicamente pela fórmula  $Fe_2O_3$ . Por outro lado, os óxidos de ferro amorfos apresentam estruturas menos estáveis e fórmula química  $Fe(OH)_3$ . Trata-se, do ponto de vista químico, de um hidróxido de ferro. É uma espécie intermediária entre os íons  $Fe^{3+}$  e  $HO^-$  e o óxido de ferro propriamente dito ( $Fe_2O_3$ ).

Tendo em vista estas diferenças, para a extração dos óxidos de ferro amorfos, faz-se necessário o agente redutor oxalato e para a extração dos óxidos de ferro cristalinos deve ser

utilizado um agente redutor mais forte, no caso o ditionito de sódio, juntamente com o citrato de sódio. Tais redutores agem reduzindo o ferro com estado de oxidação + 3 dos óxidos para o estado + 2, ou seja, para o ferro solúvel que foi quantificado, no caso, por meio de espectrofotometria de absorção atômica.

Foram pesados 0,2 g de argila e adicionados a tubos de centrífuga. Adicionou-se 10ml da solução de citrato ( $\text{Na}_3\text{C}_6\text{H}_5\text{O}_7 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) - bicarbonato ( $\text{NaHCO}_3$ ) 1 M e cerca de 0,2 gramas de ditionito ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ ) e agitou-se. Colocou-se os tubos em banho-maria (temperatura de 60°C) por um período de 15 minutos com agitação em intervalos de 3 minutos. Posteriormente, os tubos foram retirados para resfriarem e centrifugados por 5 minutos a 2500 rpm. Os extratos foram transferidos para balão de 50 ml. Tal procedimento foi repetido mais duas vezes para garantir que todo o ferro fosse reduzido e extraído.

Após a adição dos extratos das três extrações nos balões de 50 mL, estes tiveram seus volumes completados com água destilada e as soluções obtidas foram homogeneizadas. Destas soluções coletou-se 0,1 mL e adicionou-se em recipiente plástico. Posteriormente adicionou-se 10 mL de água destilada. Homogeneizou-se as soluções e efetuou-se a quantificação do ferro em espectrofotômetro de absorção atômica. Tais análises foram realizadas em quadruplicatas.

O teor de óxido de ferro amorfo foi determinado com Reagente de Tamm (oxalato de amônio 0,2mol/L e ácido oxálico 0,2 mol/L a pH 3,0).

Foram pesados 0,2 g de argila em tubos de centrífuga, completamente opacos por estarem envolvidos em papel alumínio. Adicionou-se 10 mL da solução Tamm e tampou-se os tubos imediatamente. Em seguida os mesmos foram agitados por duas horas e na seqüência centrifugados por 5 minutos a 2500 rpm. Do sobrenadante coletou-se 0,1 mL da solução e adicionou-se em recipiente plástico. Posteriormente adicionou-se 10 mL de água destilada. Homogeneizou-se as soluções e efetuou-se a quantificação do ferro em espectrofotômetro de absorção atômica. Tais análises foram realizadas em triplicatas.

Fez-se uso de um aparelho da Marca Varian, modelo SpectrAA Report 220 FS para quantificar o ferro de ambas as extrações.

Os valores dos óxidos de alumínio foram obtidos de levantamento de solos da EPAMIG (PANOSO et al., 1978). Tomaram-se dois valores de óxidos de alumínio. Um valor de uma amostra de argissolo eutrófico e outro de latossolo distrófico, ambos de uma região com clima e formação geológica semelhante à área de estudo.

Desta forma, o termo óxidos presente deste ponto em diante desta dissertação significará a soma dos óxidos de ferro com os óxidos de alumínio.

## 6.7 – Determinação da CTC

A capacidade de troca catiônica foi medida em laboratório do DPS da UFV. Inicialmente mediu-se os teores de bases trocáveis ( $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$ ) e do alumínio trocável ( $Al^{3+}$ ) e  $H^+$ .

As amostras foram pré-destorroadas, secas e novamente destorroadas e passadas em peneira de 2 mm para a obtenção da TFSA.

Para a obtenção do sódio e potássio colocou-se 10 mL de TFSA num frasco de 50 mL e adicionou-se 25,0 mL de  $H_2O$ . Agitou-se por 1 min e deixou-se em repouso por 30 a 60 min. Pipetou-se 10 mL em béquer e fez a leitura em espectrofotômetro de chama.

Para a quantificação do cálcio e magnésio, mediu-se 10 mL de TFSA em erlenmeyer de 125 mL e adicionou-se 100 mL de extrator KCl 1,0 mol/L. Agitou-se por 5 min em agitador circular horizontal a 200 rpm e deixou-se em repouso por  $\pm 16$  h. Retirou-se uma alíquota de 0,5 mL para um tubo de ensaio, adicionou-se 10 mL da solução de  $SrCl_2$  contendo 1.680 mg/L de Sr, agitou-se e fez-se a leitura em espectrofotômetro de absorção atômica.

Para o alumínio e  $H^+$  mediu-se 5,0 mL de TFSA em erlenmeyer de 125 mL e adicionou-se 75,0 mL de acetato de cálcio 0,5 mol/L a pH 7,0, agitou-se durante 10 min e deixou-se em repouso por  $\pm 16$  h. Pipetou-se 25,0 mL do extrato em um erlenmeyer de 125 mL, adicionou-se 2 gotas de fenolftaleína e titulou-se com solução padronizada de NaOH 0,025 mol/L até a mudança de cor (incolor para róseo).

A CTC (total) é obtida pela soma das bases trocáveis com o alumínio e  $H^+$ .

## 6.8 – Medição do Teor Total de Metais nas Amostras

Dentre as 39 amostras coletadas foram escolhidas 20 amostras representativas e com distribuição espacial que permitisse uma adequada e confiável espacialização dos teores medidos dos metais de forma a se obter um mapa de teores totais de metais pesados na área de estudo por meio de um SIG. Dentre estas 20 amostras estavam as 8 que seriam submetidas à fracionamento químico e à análise dos constituintes dos solos retentores dos metais pesados.

Previamente as 20 amostras de fração TFSA foram submetidas a uma abertura total a quente em frascos de teflon com a mistura triácida de ácido nítrico, ácido perclórico e ácido fluorídrico. Inicialmente adicionava-se 20 mL de ácido nítrico e na seqüência a mistura triácida na proporção de 2:1:1 (HNO<sub>3</sub>/HF/HClO<sub>4</sub>) em alíquotas de 25 mL até a completa abertura das amostras. A digestão foi realizada em chapa aquecedora em capela exaustora e prosseguia até que a solução se apresentasse incolor. Adicionava-se aproximadamente 0,1 g de ácido bórico até a total liberação do ácido fluorídrico para a preservação da vidraria que seria utilizada nas etapas subseqüentes, principalmente aquelas da aparelhagem eletro-analítica. Estando abertas as amostras, estas foram transferidas quantitativamente para balões volumétricos de 50 mL e os volumes dos mesmos foram completados com água destilada. As soluções dos balões foram analisadas em aparelho de Espectrometria de Emissão Ótica com Plasma de Acoplamento Indutivo (ICP-OES).

As preparações destas amostras foram realizadas com base nos trabalhos de EGREJA FILHO (1997) e IANHEZ (2003).

## 6.9 – Extração Seqüencial dos Metais nos Diferentes Constituintes dos Solos

Os procedimentos para a extração seqüencial basearam-se nos trabalhos de EGREJA FILHO (1997) por meio dos quais ele otimizou a extração seqüencial de metais pesados para solos tropicais. Em sua pesquisa, foram extraídas seis fases dos metais pesados em suas amostras de solos: a fração solúvel e trocável (F1), a fração de metais adsorvidos especificamente pelos óxidos de Ferro e de Alumínio (F2), a fração de metais adsorvidos pela matéria orgânica (F3), a fração de metais ocluídos ou adsorvidos muito fortemente pelos óxidos de Alumínio (F4), a fração de metais ocluídos ou adsorvidos muito fortemente pelos óxidos de Ferro cristalino (F5) e a fração residual - retida na estrutura cristalina do quartzo (F6).

Neste trabalho, os componentes de interesse e retentores dos metais nos solos foram divididos em 4 grupos. Uma fração inicial solúvel e trocável, uma segunda fração adsorvida especificamente pelos óxidos de ferro e alumínio, a fração complexada pela matéria orgânica e a fração dos metais ocluídos nos óxidos de ferro e alumínio.

A fração correspondente aos metais retidos na estrutura do quartzo não foi considerada pelo fato destas interações serem extremamente fortes a ponto destes metais não serem liberados facilmente para os solos, exceto pela ação drástica de um agente físico-químico capaz de promover a abertura estrutural do quartzo. Em outras palavras, os metais presentes no quartzo não contribuirão com a contaminação dos solos a curto e médio prazo.

As extrações foram realizadas em triplicatas. Nos trabalhos de EGREJA FILHO (1997), os solos foram inicialmente contaminados de forma a se ter valores de metais pesados suficientes para serem detectados em todas as frações, considerando-se o limite de detecção do aparelho utilizado. Conforme explicado anteriormente, a extração seqüencial foi realizada em oito amostras representativas das principais manchas de solos da área. EGREJA FILHO (1997) utilizou apenas 1 g de amostra de solo correspondente a TFSA tendo em vista ter contaminado suas amostras e ao fato deste valor ser uma quantidade otimizada nas suas pesquisas. No caso deste trabalho, objetivava-se quantificar os teores de metais presentes nos componentes dos solos citados anteriormente. Tais solos deveriam ser analisados sem sua contaminação de laboratório, ou seja, no seu estado natural e sob efeito das diversas atividades antrópicas da área de estudo. Fez-se necessário, porém, definir uma massa de TFSA inicial para cada uma das 8 amostras que gerasse teores de metais pesados em cada fração que pudessem ser detectados no ICP-OES. Desta forma, as 8 amostras de fração TFSA dos solos escolhidas, foram previamente submetidas a uma abertura total a quente em frascos de teflon com a mistura triácida seguida de diluição e posterior medição no ICP-OES, seguindo-se a metodologia item 6.8 para a quantificação dos metais totais.

Assim, foram definidas as massas das amostras de TFSA e o volume dos extratores, conforme apresentado no quadro 3 a seguir.



**Quadro 3:** Massa de TFSA e volume dos extratores utilizados.

Amostras		26	13'	18	17	7	28	5	1
Massa (g)		1,000	3,000	2,000	2,000	2,000	3,000	2,000	3,000
Frações, extratores e seus volumes (mL)	F1 KNO <sub>3</sub>	20,0	40,0	35,0	35,0	35,0	40,0	35,0	40,0
	F2 NaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> / NaF/EDTA	25,0	40,0	35,0	35,0	35,0	40,0	35,0	40,0
	F3 NaClO (2 extrações)	10,0	20,0	15,0	15,0	15,0	20,0	15,0	20,0
	EDTA	10,0	20,0	15,0	15,0	15,0	20,0	15,0	20,0
	F5 HCl/ácido ascórbico/citrato de sódio	25,0	40,0	35,0	35,0	40,0	40,0	35,0	40,0

O próximo passo consistiu no fracionamento químico. Tais análises foram realizadas em laboratório de química analítica do Departamento de Química da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG.

As extrações foram iniciadas com o extrator menos forte (F1) para o extrator mais forte (F5) com as extrações sequenciais sendo realizadas, obviamente, na mesma amostra.

Para a primeira fração (F1) foram adicionados os volumes de KNO<sub>3</sub> 1,0 mol L<sup>-1</sup> do quadro 3 às amostras seguindo-se a agitação à temperatura ambiente por 30 minutos. Em seguida efetuou-se a centrifugação das amostras por 5 minutos a 2500 rpm, o sobrenadante foi transferido para frasco plástico para posterior quantificação no ICP-OES.

Sobre o solo resultante da fase anterior foi adicionada a solução de NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> 0,167 mol L<sup>-1</sup>, NaF 0,03 mol L<sup>-1</sup> e EDTA 0,0083 mol L<sup>-1</sup>. Agitou-se por 30 minutos a 70°C e centrifugou-se a 2500 rpm por 5 minutos.

Adicionou-se a solução de NaClO 0,7 mol L<sup>-1</sup>. Agitou-se por 20 minutos a 70°C. Centrifugou-se sobre as condições anteriores e novamente adicionou-se a solução de NaClO 0,7 mol L<sup>-1</sup> e agitou-se por 20 minutos a 70°C. Na seqüência, adicionou-se a solução de EDTA 0,01 mol L<sup>-1</sup> e novamente centrifugou-se por 5 minutos.

Por último, adicionou-se a solução extratora contendo HCl 4,2 mol L<sup>-1</sup>, ácido ascórbico (C<sub>6</sub>H<sub>8</sub>O<sub>6</sub>) 0,0375 mol L<sup>-1</sup> e citrato de sódio (Na<sub>3</sub>C<sub>7</sub>H<sub>7</sub>O<sub>5</sub>) 0,03 mol L<sup>-1</sup> e agitou-se por 30 minutos a 70°C. Na seqüência centrifugou-se por 5 minutos a 2500 rpm. Os sobrenadantes de todas as etapas foram transferidos para frascos plásticos etiquetados e o material sólido guardado para futuras quantificações.

## 6.10 – Preparo dos Dados Numéricos e Construção dos Mapas

### 6.10.1 – Preparo dos Dados Numéricos

Os valores obtidos nos laboratórios são absolutos. Neste trabalho pretende-se trabalhar as informações de forma relativa, ou seja, fazer uso dos dados laboratoriais em faixas de valores. Isto se faz necessário tendo em vista que o referencial de comparação das variáveis medidas serão valores obtidos dentro da própria área de estudo e este trabalho se baseia, dentre outros, no método de determinação de vulnerabilidades de aquíferos DRASTIC (AL-ADAMAT et al., 2003).

As variáveis retentoras dos metais foram submetidas a um processo de relativização. Definiu-se uma faixa de estratificação para os constituintes retentores, dada pela equação seguinte:

$$F = (V_{\text{imax}} - V_{\text{imin}})/5$$

Sendo

$V_{\text{imax}}$  o valor máximo obtido para a variável  $i$ ;

$V_{\text{imin}}$  o valor mínimo obtido para a variável  $i$ .

Na seqüência, foram atribuídos valores relativos a todas as variações conforme o quadro 4. Tal procedimento também foi aplicado ao percentual de retenção química dos metais pelos diferentes constituintes dos solos, obtidos pela fracionamento químico dos mesmos. Os valores de vulnerabilidade química também foram submetidos a esta relativização para posterior construção dos mapas.

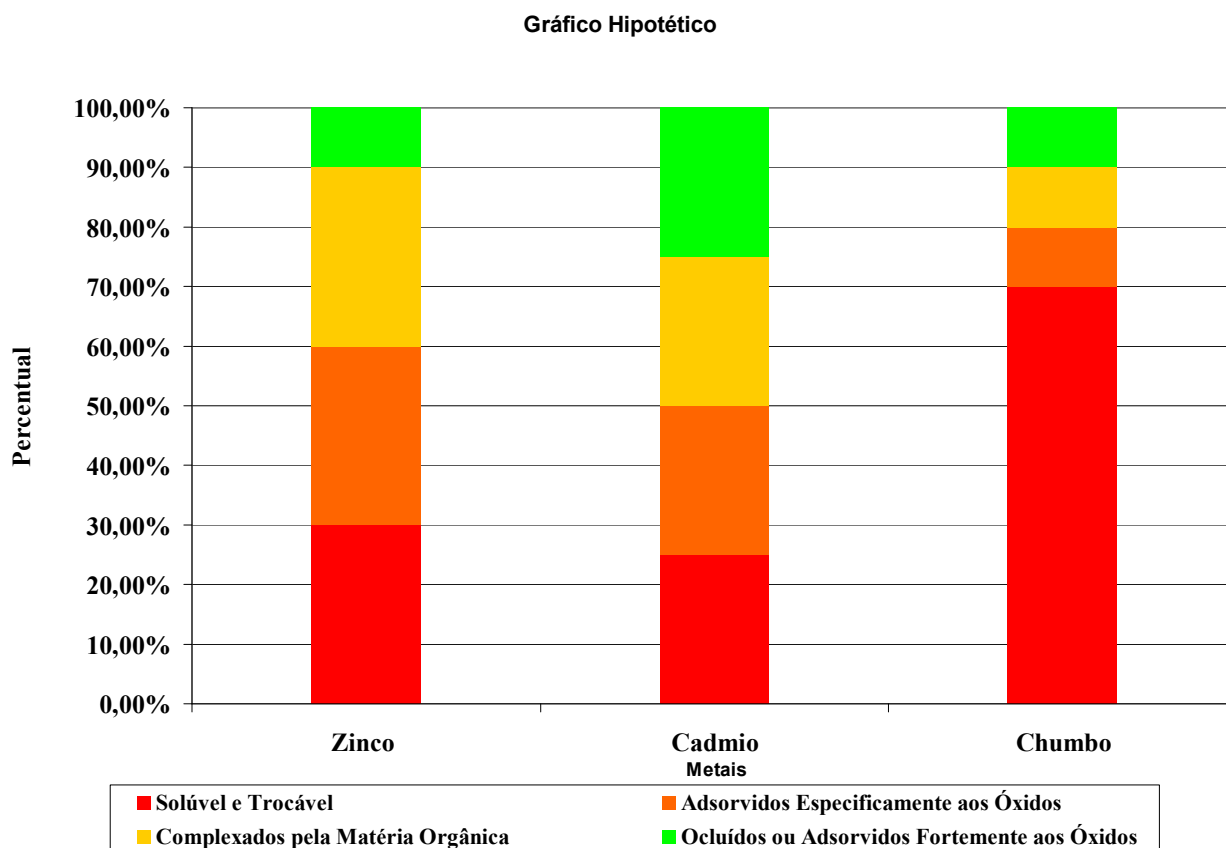
**Quadro 4:** Valores relativos para as variáveis retentoras dos metais

Variações	Valor relativo
$V_{\text{min}}$ até $(V_{\text{imin}} + F)$	5
$(V_{\text{imin}} + F)$ até $(V_{\text{imin}} + 2F)$	4
$(V_{\text{imin}} + 2F)$ até $(V_{\text{imin}} + 3F)$	3
$(V_{\text{imin}} + 3F)$ até $(V_{\text{imin}} + 4F)$	2
$(V_{\text{imin}} + 4F)$ até $V_{\text{imax}}$	1

Ressalta-se que o valor 5 corresponde ao menor teor dos constituintes dos solos retentores dos metais, ao menor percentual de retenção de cada constituinte do solo para cada metal pesado e, finalmente, a maior vulnerabilidade. Ou seja, 5 corresponde a pior situação ambiental.

O próximo passo consistiu nas atribuições de pesos relativos as variáveis retentoras dos metais pesados. Nesta etapa fez-se uso dos gráficos de fracionamento químico dos metais pesados.

Um exemplo de gráfico de fracionamento químico é apresentado a seguir. Ele mostra dados hipotéticos da fracionamento químico de 3 metais, no entanto, neste trabalho foram analisados 7 metais.



**Figura 10:** Fracionamento químico. Trata-se de um gráfico hipotético por meio do qual se apresenta os percentuais de metais retidos pelos principais componentes dos solos.

A atribuição de importâncias às três variáveis (Matéria orgânica, CTC e óxidos) foi inversamente proporcional aos percentuais do metal retidos por cada uma, ou seja, a variável que mais contribui com a retenção teve importância (peso) menor e conseqüentemente contribuiu com menores vulnerabilidades. No caso da fração retida pelos óxidos, as subfrações “solúvel e trocável” são somadas a subfração “Adsorvidos Especificamente aos Óxidos”. Estas se referem às adsorções superficiais às partículas finas dos solos. No exemplo do gráfico anterior, para o metal zinco, o peso da variável “Matéria orgânica (30%)” será 4. Este procedimento foi aplicado às 8 amostras e aos 7 metais pesados. Estas 8 amostras corresponderam a cada uma das 8 manchas geomorfológicas. O quadro 5 apresenta exemplos de importância relativa considerando-se o metal zinco.

A obtenção das faixas para os percentuais de retenção é dado a seguir.

$$F = (1,00-0)/5$$

$$F = 0,20$$

**Quadro 5:** Exemplo de distribuição dos percentuais de retenção para o metal zinco.

Variável para amostra/mancha i ( $V_i$ )	Percentual de retenção	$p_i$ para cálculo da Vulnerabilidade
Capacidade de Troca catiônica (CTC)	0,60	2
Teor de matéria orgânica (MO)	0,30	4
Teor de óxidos (O)	0,10	5
Somatório	1,00	-

Com base no conhecimento obtido nos levantamentos bibliográficos deste trabalho, foram obtidos os valores para o peso força de retenção. Chegou-se ao consenso de que a força de complexação dos metais pela matéria orgânica deveria ser 3 vezes superior a força de retenção dos metais pela atração eletrostática superficial das argilas e que a força de retenção dos óxidos, de modo geral (adsorção forte e oclusão) seria 5 vezes superior a força de retenção dos metais pela atração eletrostática superficial das argilas. Deste modo, os valores para o peso força de retenção são apresentados no quadro 6.

**Quadro 6:** Valores relativos para a força de retenção dos constituintes dos solos

Constituinte retentor	Mecanismo de retenção	Força ( $f_i$ ) da retenção.
Argilas	Atração superficial eletrostática	1
Matéria orgânica	Complexação.	3
Óxidos	Adsorção e oclusão.	5

A geração dos mapas de vulnerabilidade química para cada um dos metais foi realizada da seguinte forma. Inicialmente fez-se uma operação matemática envolvendo as três variáveis retentoras dos metais nos solos. Esta operação gerou um valor que pode ser considerado uma espécie de vulnerabilidade química dos solos. Trata-se de um procedimento parecido ao modelo de determinação de vulnerabilidade de aquíferos DRASTIC (AL-ADAMAT et al., 2003). Assim, cada uma das manchas geomorfológicas recebeu um valor de 1 a 5. Posteriormente, estes mapas foram submetidos a uma análise comparativa com os mapas de isotores totais dos sete metais pesados quantificados. Além das cinco classes de vulnerabilidades calculadas, as feições geomorfológicas dolinas com sumidouro e afloramentos calcários receberam a coloração negra no mapa por se tratar

de localidades de altíssima vulnerabilidade ambiental tendo em vista que sumidouros e afloramentos calcários são caminhos preferenciais para contaminantes.

Com os valores relativos das variáveis retentoras, gerou-se os valores de vulnerabilidade química ( $V_U$ ) para determinado metal. Matematicamente, este procedimento é explicado pela equação seguinte.

$$V_u \propto 1/f_i$$

$$V_u \propto p_i$$

$$V_u \propto V_i$$

$$V_u = \text{Somatório}(p_i/f_i) \times V_i$$

Sendo

$f_i$  a força relativa com a qual cada variável  $i$  retém os metais (valores 1, 3 e 5);

$p_i$  o percentual de metal retido na fração correspondente a variável  $i$  (valores relativos variando de 1 a 5: quadros 5);

$V_i$  o valor relativo da variável retentora  $i$  (quadro 4).

A equação de vulnerabilidade química, para uma única mancha geomorfológica, ficou da seguinte forma:

$$V_u = (p_{CTC}/f_{CTC}) \times CTC + (p_{MO}/f_{MO}) \times MO + (p_O/f_O) \times O$$

Sendo as variáveis retentoras

CTC a capacidade de troca catiônica;

MO o teor de matéria orgânica;

O teor de óxidos.

Cada componente do somatório representa uma variável retentora ponderada pela quantidade total de metal retida e pela força com que este metal é retido. Considerando as oito manchas geomorfológicas e os sete metais pesados, as vulnerabilidades menores ( $V_{U_{min}}$ ) e a maior ( $V_{U_{max}}$ ) possíveis, do ponto de vista matemático, são:

$$V_{u_{min}} = (1/1) \times 1 + (1/3) \times 1 + (1/5) \times 1$$

$$V_{u_{min}} = 1 + 1/3 + 1/5$$

$$V_{u_{min}} = 1,53$$

$$V_{u_{max}} = (5/1) \times 5 + (5/3) \times 5 + (5/5) \times 5$$

$$Vu_{\max} = 25 + 25/3 + 5$$







$$Vu_{\max} = 38,3$$

Entretanto, foram calculadas faixas de vulnerabilidades para cada metal com base nas vulnerabilidades químicas máximas e mínimas reais conforme a equação seguinte.

$$F_{VU} = (V_{U\text{máximo real}} - V_{U\text{mínimo real}})/5$$

As faixas de vulnerabilidade química, os seus valores relativos e a coloração dos mapas de vulnerabilidade para a área estudada basearam-se no quadro 7.

**Quadro 7:** Variações, magnitudes e coloração do mapa de vulnerabilidade.

Variações de vulnerabilidade	Magnitude da Vulnerabilidade	Cores no mapa
$Vu_{\min \text{ real}} \text{ a } (Vu_{\min \text{ real}} + F_{VU})$	Muito baixa (1)	
$(Vu_{\min \text{ real}} + F_{VU}) \text{ a } (Vu_{\min \text{ real}} + 2F_{VU})$	Baixa (2)	
$(Vu_{\min \text{ real}} + 2F_{VU}) \text{ a } (Vu_{\min \text{ real}} + 3F_{VU})$	Média (3)	
$(Vu_{\min \text{ real}} + 3F_{VU}) \text{ a } (Vu_{\min \text{ real}} + 4F_{VU})$	Alta (4)	
$(Vu_{\min \text{ real}} + 4F_{VU}) \text{ a } Vu_{\max \text{ real}}$	Muito alta (5)	
Afloramentos calcários e dolinas com sumidouro.		

Considerando a precisão cartográfica da Folha Arcos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE em escala 1:50.000 (IBGE, 1970) de 0,2 mm, a melhor resolução que pode ser obtida desta carta foi de 10 m. Assim, foram gerados mapas cujos pixels têm área de 10 m x 10 m. Assim, para a área de estudo deste trabalho (5 Km x 3 Km = 15 Km<sup>2</sup>) obteve-se mapas com um total de 150.000 pixels cada.

### 6.10.2 – Construção dos Mapas

Os mapas foram confeccionados na Gerência de Monitoramento e Geoprocessamento do Sistema Estadual de Meio Ambiente de Minas Gerais – SISEMA. Fez-se uso do software ArcGis, versão 9.2.

Os teores dos metais pesados, assim como o pH, foram espacializados por meio do recurso Spline da ferramenta de análise espacial (Spatial Analyst) do ArcGis. Foram gerados, desta forma, mapas de isotores para estas variáveis.

Quanto às manchas geomorfológicas, estas foram construídas (vetorizadas) sobre uma imagem digital da área de estudo obtida da Folha Arcos 1:50.000 (IBGE, 1970). Previamente realizou-se o georreferenciamento da imagem para a posterior vetorização.

Para cada feição (macha geomorfológica), foram atribuídos os valores das três variáveis retentoras dos metais pesados e os valores das vulnerabilidades. Desta forma, foram construídos 8 mapas vetorizados: 1 mapa para as variáveis retentoras dos metais (Capacidade de Troca Catiônica – CTC; Teor de Matéria Orgânica e Teor de Óxidos) e 1 mapa para a vulnerabilidade de cada metal (Vulnerabilidade química para o bário, para o cádmio, para o chumbo, para o cromo, para o cobre, para o cobalto e para o zinco).

## **CAPÍTULO 7**

### **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

#### **7.1 – Valores de pH em Água**

Os valores do pH, assim como as coordenadas geográficas dos pontos onde foram coletadas as amostras, são apresentados no quadro 8. As coordenadas geográficas são apresentadas em graus com o datum South America 1969.

Os resultados desta variável indicam que há uma certa tendência, do ponto de vista espacial, relacionada aos tipos de solos. Valores de pH superiores a 7,00 foram verificados apenas sobre argissolos eutróficos e cambissolos glei eutróficos. Isto pode ser um indicativo de que, mesmo as amostras tendo sido coletadas apenas nos 20 cm iniciais dos solos, a litologia calcária (presente sob a quase totalidade dos argissolos) influencia esta variável.

O pH é uma variável importante nas análises ambientais de solos por estar relacionado com o ponto de carga zero dos constituintes retentores de metais pesados. No entanto, o menor valor de pH de todas as amostras foi 4,97. Diante disto, estes valores não serão parte integrante do cálculo da vulnerabilidade química por ter influência secundária sobre os metais. Ou seja, a quantidade de cada metal retida nas diferentes frações químicas dos solos já representa a influência do pH de forma a não ser necessário contemplá-lo no modelo. Caso o mesmo fosse contemplado, ocorreria duplicidade de valoração de uma variável. Para efeito de visualização, a figura 18 (presente na página 71) apresenta um mapa indicativo dos valores de pH para a área de estudo.



**Quadro 8:** Coordenadas geográficas e valores de pH

Amostras	Coordenadas		pH
	Latitude	Longitude	
5	20° 23' 22,62"	45° 33' 18,18"	6,77
28	20° 22' 45,91"	45° 33' 45,44"	5,82
18	20° 24' 04,46"	45° 35' 04,60"	6,36
7	20° 24' 00,67"	45° 33' 43,47"	5,00
1	20° 23' 47,18"	45° 32' 47,32"	6,63
13'	20° 23' 59,30"	45° 33' 14,38"	5,74
17	20° 23' 48,20"	45° 35' 04,60"	6,45
26	20° 23' 00,32"	45° 35' 21,84"	7,02
37	20° 23' 25,13"	45° 32' 55,28"	6,03
4	20° 24' 17,38"	45° 33' 04,92"	6,16
D	20° 22' 54,98"	45° 33' 06,84"	7,99
15	20° 23' 18,80"	45° 34' 34,44"	6,55
10	20° 24' 12,81"	45° 33' 59,14"	5,36
27	20° 22' 47,17"	45° 34' 47,88"	6,13
9	20° 23' 58,78"	45° 34' 13,24"	5,44
31	20° 22' 55,69"	45° 34' 18,32"	7,64
25	20° 23' 50,43"	45° 33' 38,98"	5,28
14	20° 24' 02,89"	45° 34' 39,78"	6,47
12	20° 23' 34,95"	45° 34' 37,99"	6,52
29	20° 23' 08,81"	45° 33' 03,95"	6,98
Extra	20° 23' 36,42"	45° 33' 57,04"	7,60
A	20° 23' 09,75"	45° 35' 24,85"	5,29
C	20° 23' 26,88"	45° 33' 30,68"	6,70
6	20° 23' 18,14"	45° 33' 46,11"	7,84
20	20° 23' 14,25"	45° 35' 10,75"	7,69
30	20° 23' 10,02"	45° 33' 41,87"	6,70
22	20° 24' 04,41"	45° 35' 21,92"	5,67
19	20° 24' 18,13"	45° 35' 04,71"	6,70
13	20° 23' 54,97"	45° 34' 36,65"	6,70
23	20° 23' 20,27"	45° 35' 29,10"	5,55
33	20° 24' 12,65"	45° 34' 18,70"	5,40
16	20° 23' 24,26"	45° 35' 03,20"	7,74
B	20° 23' 18,95"	45° 34' 55,87"	6,23
24	20° 23' 55,12"	45° 35' 18,36"	5,18
21	20° 23' 33,51"	45° 35' 19,38"	6,13
8	20° 23' 16,07"	45° 34' 13,91"	7,44
32	20° 24' 12,91"	45° 33' 29,82"	4,97
12A	20° 23' 46,68"	45° 33' 02,84"	6,04
11	20° 23' 05,91"	45° 34' 36,74"	6,17
	Valor máximo		7,99
	Valor mínimo		4,97

## 7.2 – Determinações Físico - Químicas.

O quadro 9 apresenta os valores das variáveis que foram medidas nas oito amostras representativas da área de estudo.

**Quadro 9:** Teores dos constituintes dos solos.

Amostras	Matéria Orgânica nos Solos	Óxidos nos Solos	CTC <sub>total</sub> nos Solos	TFSA	Textura		
					Argila	Silte	Areia
	%		cmol <sub>c</sub> /Kg		%		
5	6,26	24,47	12,45	83,09	49,10	41,56	9,34
28	<b>5,37</b>	<b>14,01</b>	8,22	<b>66,21</b>	41,80	<b>49,54</b>	8,67
18	5,50	15,36	10,72	95,52	52,50	40,03	7,47
26	7,37	15,16	<b>14,49</b>	87,95	<b>70,60</b>	<b>18,83</b>	10,57
13'	5,57	23,16	10,21	79,61	47,60	43,86	8,53
7	5,61	<b>25,61</b>	8,49	78,27	63,50	28,40	8,10
1	<b>7,86</b>	24,87	<b>8,14</b>	94,58	49,90	43,54	<b>6,56</b>
17	7,21	14,94	11,59	<b>96,96</b>	<b>38,60</b>	48,51	<b>12,89</b>
<b>Valor máximo</b>	<b>7,86</b>	<b>25,61</b>	<b>14,49</b>	<b>96,96</b>	<b>70,60</b>	<b>49,54</b>	<b>12,89</b>
<b>Valor mínimo</b>	<b>5,37</b>	<b>14,01</b>	<b>8,14</b>	<b>66,21</b>	<b>38,60</b>	<b>18,83</b>	<b>6,56</b>

Ressalta-se que os valores apresentados no quadro 9 referem-se aos teores nos solos como um todo. Para a obtenção destes valores foram realizadas as devidas correções proporcionais uma vez que no laboratório, os teores foram obtidos na fração argila (teor de óxidos) e na TFSA (teor de matéria orgânica e a capacidade de troca catiônica). Cada uma destas oito amostras representa uma mancha de solo na área de estudo. As amostras 26 e 28 chamam a atenção uma vez que correspondem àquelas que apresentaram valores máximos e mínimos de argila e silte. A amostra 26 corresponde a localidade de drenagem (intermitente). Está localizada em ponto distante do divisor da microbacia em que está situada. Assim, e com base nos processos de transportes de sedimentos pelas águas das chuvas, entende-se a causa deste alto teor de argila em relação às outras amostras. Neste ponto, de relevo mais aplainado, ocorre a deposição das partículas fração argila e as frações maiores são depositadas mais a montante.

A amostra 28 foi coletada no ponto de cota mais elevada, correspondendo ao topo de uma colina. Segundo mapa do IBGE (IBGE, 1970), a cota deste ponto é superior aos 900 m e ao redor do mesmo foi observada a extração de calcário assim como pontos onde tal rocha aflorava naturalmente.

Sobre o aspecto ambiental, especificamente das interações químicas entre os constituintes dos solos com os metais pesados, a fração argila é a mais importante uma vez que nela estão as partículas dos solos que efetivamente reterão os metais pesados tendo em vista a baixa

granulometria e a conseqüente elevada superfície específica. Desta forma, a contribuição dos componentes dos solos presentes na fração areia ou nas outras frações com granulometrias maiores praticamente não existe e, na fração silte, é bastante baixa.

### **7.3 – Teores Totais de Metais Pesados nos Solos**

Os teores de metais pesados medidos são apresentados no quadro 10. Como referencial de análise fez-se uso dos valores orientadores da CETESB (CETESB, 2005). Eles apresentam os valores de referência de qualidade, valores de prevenção e os valores de intervenção. Os valores de qualidade podem ser entendidos como um indicativo da não contaminação da área. A ultrapassagem dos valores de prevenção pode indicar a existência de contaminação. Os valores de intervenção indicam que se faz necessária interferir na área tendo em vista que os níveis dos poluentes presentes nos solos possuem potencial para causar danos à fauna, flora e ao homem caso seja estabelecido um nível de contato suficiente entre os metais e estes receptores.

Entretanto, deve ser levada em questão a concentração de “background”, muito importante no aspecto da atribuição das responsabilidades e causas para a presença de metais pesados nos solos. Ela está relacionada com o material de origem. Caso este material seja rico em determinado metal, será grande a possibilidade de os solos dele formados serem ricos no referido metal assim como os demais compartimentos (águas, sedimentos, vegetação, etc). Assim, certos solos – mesmo sem influência antrópica - podem possuir valores de poluentes que os classifique, sob o ponto de vista único dos valores orientadores, como sendo áreas que possam demandar interferência de investigação e remediação.

**Quadro 10:** Teores totais dos metais pesados nas amostras de solos

Amostras	Substrato	Uso do Solo	Metais						
			Cr	Co	Cu	Cd	Zn	Ba	Pb
mg/kg									
26	Calcário-dolomito	Pastagem	165,5 <sup>A</sup>	62,2 <sup>A</sup>	65,2 <sup>P</sup>	5,1 <sup>A</sup>	256,1 <sup>Q</sup>	387,7 <sup>A</sup>	174,1 <sup>P</sup>
13 <sup>*</sup>	Pelito-terrigeno	Pastagem	133,6 <sup>P</sup>	22,6 <sup>P</sup>	60,7 <sup>P</sup>	24,2 <sup>I</sup>	67,4 <sup>Q</sup>	139,2 <sup>Q</sup>	203,7 <sup>A</sup>
18	Calcário-dolomito	Pastagem	88,5 <sup>P</sup>	39,2 <sup>A</sup>	51,0 <sup>Q</sup>	2,5 <sup>P</sup>	102,5 <sup>Q</sup>	185,3 <sup>P</sup>	165,6 <sup>P</sup>
17	Calcário-dolomito	Pastagem	114,6 <sup>P</sup>	40,4 <sup>A</sup>	67,2 <sup>P</sup>	2,3 <sup>P</sup>	132,3 <sup>Q</sup>	211,8 <sup>P</sup>	191,0 <sup>A</sup>
7	<i>Calcário-dolomito</i>	Pastagem	204,4 <sup>A</sup>	24,9 <sup>Q</sup>	<b>82,8<sup>P</sup></b>	2,6 <sup>P</sup>	111,5 <sup>Q</sup>	126,8 <sup>Q</sup>	275,1 <sup>A</sup>
28	Calcário-dolomito	Pastagem	365,2 <sup>R</sup>	19,3 <sup>Q</sup>	62,6 <sup>P</sup>	1,5 <sup>P</sup>	107,5 <sup>Q</sup>	274,6 <sup>P</sup>	151,8 <sup>P</sup>
5	<i>Calcário-dolomito</i>	Pastagem	<b>460,0<sup>I</sup></b>	32,1 <sup>P</sup>	78,4 <sup>P</sup>	2,0 <sup>P</sup>	119,3 <sup>Q</sup>	253,3 <sup>P</sup>	216,5 <sup>A</sup>
1	Pelito-terrigeno	Pastagem	123,8 <sup>P</sup>	18,3 <sup>Q</sup>	47,5 <sup>Q</sup>	<b>33,9<sup>I</sup></b>	85,1 <sup>Q</sup>	<b>69,5</b>	201,4 <sup>A</sup>
14	Calcário-dolomito	Pastagem	135,7 <sup>P</sup>	36,8 <sup>A</sup>	50,5 <sup>Q</sup>	2,2 <sup>P</sup>	166,3 <sup>Q</sup>	172,6 <sup>P</sup>	177,3 <sup>P</sup>
16	Calcário-dolomito	Pastagem	206,1 <sup>A</sup>	35,8 <sup>A</sup>	73,7 <sup>P</sup>	3,0 <sup>P</sup>	151,9 <sup>Q</sup>	320,4 <sup>A</sup>	213,2 <sup>A</sup>
<b>EXTRA</b>	Calcário-dolomito	Pastagem	<b>58,9<sup>Q</sup></b>	18,3 <sup>Q</sup>	36,9 <sup>Q</sup>	1,6 <sup>P</sup>	64,8 <sup>Q</sup>	105,7 <sup>Q</sup>	151,5 <sup>P</sup>
10	<i>Calcário-dolomito</i>	Pastagem	145,3 <sup>P</sup>	<b>15,8<sup>Q</sup></b>	51,3 <sup>Q</sup>	<b>1,0<sup>Q</sup></b>	<b>56,9</b>	104,6 <sup>Q</sup>	137,8 <sup>P</sup>
15	Calcário-dolomito	Pastagem	114,4 <sup>P</sup>	39,6 <sup>A</sup>	50,4 <sup>Q</sup>	1,8 <sup>P</sup>	109,0 <sup>Q</sup>	166,3 <sup>P</sup>	179,3 <sup>P</sup>
12	Calcário-dolomito	Agricultura	142,1 <sup>P</sup>	48,9 <sup>A</sup>	59,0 <sup>Q</sup>	3,2 <sup>A</sup>	260,9 <sup>Q</sup>	414,0 <sup>A</sup>	226,0 <sup>A</sup>
27	Calcário-dolomito	Pastagem	81,7 <sup>P</sup>	30,0 <sup>Q</sup>	34,6	2,0 <sup>P</sup>	112,6 <sup>Q</sup>	122,0 <sup>Q</sup>	153,0 <sup>P</sup>
22	Calcário-dolomito	Agricultura	205,7 <sup>A</sup>	53,0 <sup>A</sup>	56,5 <sup>Q</sup>	3,1 <sup>A</sup>	<b>366,2<sup>P</sup></b>	<b>462,4<sup>A</sup></b>	<b>297,6<sup>A</sup></b>
30	Calcário-dolomito	Pastagem	122,4 <sup>P</sup>	35,9 <sup>A</sup>	30,4	2,6 <sup>P</sup>	203,1 <sup>Q</sup>	282,7 <sup>P</sup>	178,3 <sup>P</sup>
B	Calcário-dolomito	Pastagem	124,7 <sup>P</sup>	22,9 <sup>P</sup>	50,7 <sup>Q</sup>	1,9 <sup>P</sup>	99,0 <sup>Q</sup>	157,2 <sup>P</sup>	221,4 <sup>A</sup>
D	Calcário-dolomito	Lavra de calcário	59,5 <sup>P</sup>	16,7 <sup>P</sup>	<b>17,3</b>	3,4 <sup>A</sup>	153,5 <sup>Q</sup>	151,2 <sup>P</sup>	<b>126,6<sup>P</sup></b>
13	Calcário-dolomito	Pastagem	134,8 <sup>P</sup>	<b>64,6<sup>A</sup></b>	61,8	2,1 <sup>P</sup>	241,3 <sup>Q</sup>	231,1 <sup>P</sup>	153,3 <sup>P</sup>
<b>Valor máximo</b>			<b>460,0</b>	<b>64,6</b>	<b>82,8</b>	<b>33,9</b>	<b>366,2</b>	<b>462,4</b>	<b>297,6</b>
<b>Valor mínimo</b>			<b>58,9</b>	<b>15,8</b>	<b>17,3</b>	<b>1,0</b>	<b>56,9</b>	<b>69,5</b>	<b>126,6</b>
<b>Referência de qualidade*</b>			40	13	35	<0,5	60	75	17
<b>Prevenção*</b>			75	25	60	1,3	300	150	72
<b>Intervenção: Agrícola*</b>			150	35	200	3	450	300	180
<b>Intervenção: Residencial*</b>			300	65	400	8	1000	500	300
<b>Intervenção: Industrial*</b>			400	90	600	20	2000	750	900

\* Valores orientadores (CETESB, 2005). <sup>Q</sup> Acima do valor de referência de qualidade. <sup>P</sup> Acima do valor de prevenção. <sup>A</sup> Acima do valor de intervenção agrícola. <sup>R</sup> Acima do valor de intervenção residencial. <sup>I</sup> Acima do valor de intervenção industrial

A região de estudo possui metais pesados possivelmente originados tanto de fontes antrópicas (queima dos combustíveis para a calcinação do calcário e dos processos de extração e beneficiamento do calcário) quanto naturais (intemperismo da rocha calcária). Não é objetivo deste trabalho julgar a relação causa efeito sobre a ótica de infrações ambientais. Busca-se, por outro lado, apresentar uma diferenciação da área quanto a vulnerabilidade ambiental com base na presença dos poluentes assim como na ação dos constituintes dos solos na retenção destes. Ressalta-se, novamente, que os poluentes medidos tendem a ser - na sua maioria - de origem antrópica tendo em vista terem sido coletadas amostras de solos em camadas superficiais (de 0 a 20 cm).

Os usos dos solos presentes no quadro anterior foram definidos numa escala elevada, ou seja, correspondem aos pontos de coletas de cada amostra assim como numa pequena área do seu entorno. Na maioria deles ocorre à pecuária (pastagem). Entretanto, há outros usos na área de estudo como é o caso de indústrias de calcinação, exploração mineral e agricultura.

Os resultados do quadro anterior chamam atenção pelo fato de que os valores mínimos do cromo, cobalto, cádmio e chumbo superam o valor de referência de qualidade da CETESB. O chumbo, em especial, chama a atenção uma vez que todos os seus valores foram superiores aos valores de prevenção. Ressalta-se que há uma rodovia que passa pela área de estudo no sentido leste-oeste e se a mesma existia anteriormente à proibição do uso do composto chumbo tetraetila em combustíveis, supõe-se que parcela deste metal nos solos possa ter se originado de tal fonte.

Por outro lado, chama a atenção os valores de cromo e chumbo na amostra 5 uma vez que ultrapassaram os valores de intervenção para área industrial (cromo) e para área agrícola (chumbo). Esta amostra foi coletada no fundo de uma dolina na qual não foi identificada a presença de sumidouro nos trabalhos de campo. A concentração em si é bastante preocupante e sugere a necessidade de investigações ambientais a ponto de verificar a real necessidade de interferência na área. Conforme indicado na figura 7, a existência de risco depende da fonte/presença do agente contaminante, das vias de exposição e do agente receptor. Esta abordagem enfatiza a presença humana (moradia, trabalho, recreação e etc). Por outro lado, pode não existir risco humano e existir risco ecológico caso o agente receptor seja um animal, vegetal ou o próprio meio físico. Também pode ocorrer de os mecanismos de transporte levarem os agente contaminantes para outras localidades de forma que nelas haja tanto risco ecológico quanto humano, sem que haja risco à saúde humana na localidade inicial.

A não existência de sumidouro e a conseqüente presença de solos – com constituintes que podem reter estes metais pesados – levam a crer que os danos às águas subterrâneas são, de certa forma, minimizados. Este aspecto é importante: os constituintes dos solos (matéria orgânica e os óxidos de ferro e alumínio, dentre outros) interagem e retém metais pesados no perfil do solo. Partindo-se do princípio de que as águas subterrâneas e superficiais são o principal bem a se

proteger, isto ocorrerá a partir do momento que os solos da localidade em análise possuem os constituintes citados em quantidade suficiente para aprisionarem os metais, dificultando a percolação dos mesmos para as águas. Faz-se necessário também que haja uma boa interação dos metais com tais constituintes. Haja vista as altas concentrações dos metais indicadas no quadro anterior e, caso os solos da região sejam ineficazes em retê-los, supõe-se que a qualidade das águas pode ou poderá estar comprometida. Ressalta-se que a ineficácia da retenção dos metais pelos solos se deve a três motivos. O primeiro é a baixa capacidade de interação físico-química entre metal e constituintes dos solos. A segunda se deve ao fato de a quantidade de metal ser superior a quantidade que os constituintes podem reter. Isto se dá por dois motivos: excesso de metal pesado nos solos e/ou escassez dos constituintes retentores. O terceiro é a existência de agentes que competem com o metal pelos sítios de ligação dos constituintes dos solos. É o caso do  $H^+$  presente em solos ácidos. Tal cátion substitui os metais fazendo com que os mesmos tornem-se disponíveis ao meio ambiente.

A amostra 5 situa-se numa área com atividades antrópicas. Ao sul encontra-se uma rodovia e uma calcinação artesanal e a noroeste ocorre extração de calcário. Do ponto de vista de drenagem, parte das águas que escoam da rodovia são direcionadas para a dolina (drenagem em bacia radial). Os demais empreendimentos podem contribuir com o aporte de contaminantes sobre a dolina por meio da ação dos ventos.

A drenagem radial nas dolinas pode ser, sob o ponto de vista ambiental, positiva e negativa. No caso de dolinas sem sumidouro, é positiva uma vez que muitos constituintes retentores dos metais ou mesmos de outros contaminantes são carregados para o seu fundo de forma a poderem reter os contaminantes que para ali também são carregados por meio do escoamento das águas das chuvas. O aspecto negativo reside no fato de ocorrer um acréscimo de contaminantes no fundo da dolina. Caso possua sumidouro, a presença de poluentes será muito danosa uma vez que estes alcançarão as águas subterrâneas e, em seguida, outros compartimentos ambientais.

As amostras 13' e 1 apresentaram teores de cádmio acima dos valores de intervenção em área industrial. O ponto de coleta 1 situa-se na porção cujo substrato é pelito terrígenos. A oeste deste ponto encontra-se uma calcinação artesanal que, ao que tudo indica, ainda fazia uso de sucatas de pneus como combustível na ocasião da coleta das amostras (junho de 2007), tendo em vista que este material encontrava-se em meio a um canal. Os poluentes gerados nesta calcinação, assim como outros fatores, podem ser uma das causas deste teor de cádmio elevado. O ponto 13' situa-se em várzea localizada em substrato pelito terrígeno. Tal ponto situa-se à sudoeste do empreendimento mencionado anteriormente, nas imediações do local onde estavam as sucatas de pneus.

A amostra 28, coletada no topo de um morro e próxima de extração de calcário, apresentou teor de cromo acima do valor de intervenção residencial. Trata-se do ponto de maior cota, dentro da área de estudo, e onde não se encontram residências. Assim, os riscos de contaminação humana devem ser baixos tendo em vista a ausência do receptor. Porém, partindo-se da premissa de que os constituintes retentores dos solos podem ser removidos ou alterados pela atividade minerária, espera-se que o cromo seja disponibilizado e carregado superficial e sub-superficialmente podendo alcançar as águas subterrâneas e superficiais.

#### **7.4 – Teores Percentuais de Metais Pesados nos Fracionamentos Químicos**

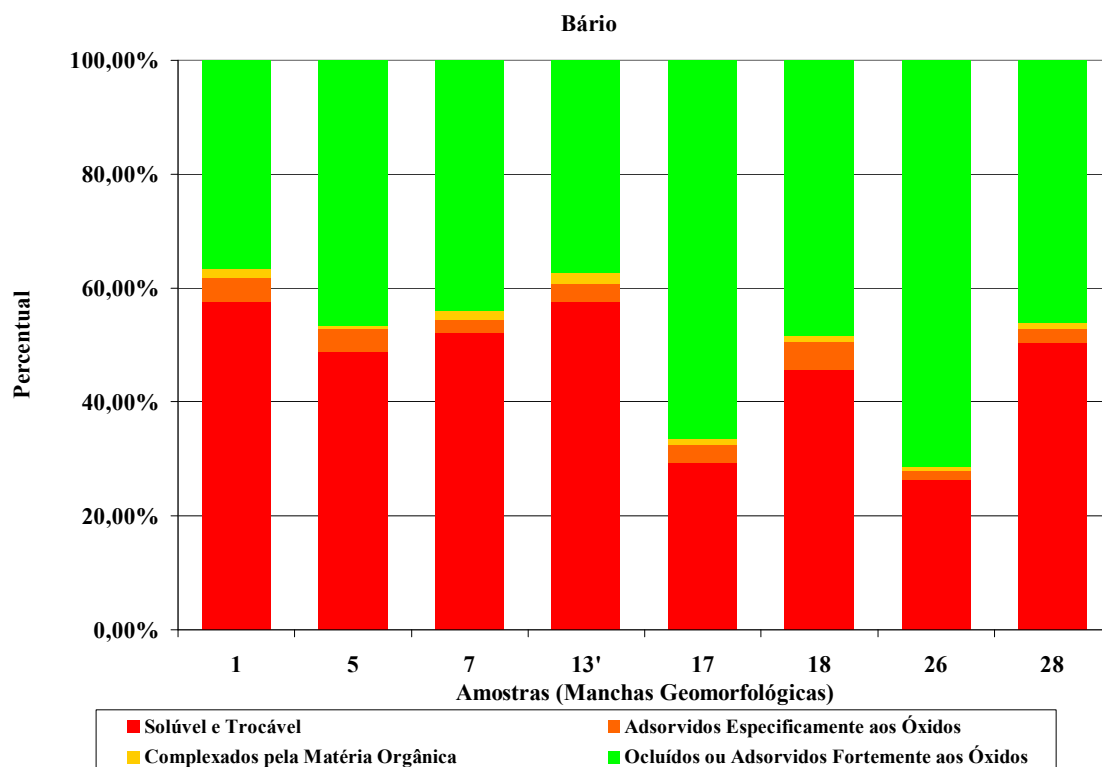
Os teores percentuais de metais pesados em cada uma das frações extraídas para cada uma das 8 amostras (8 manchas geomorfológicas) estão apresentados no quadro 11.

**Quadro 11:** Teores percentuais de metais pesados nas frações da fracionamento químico

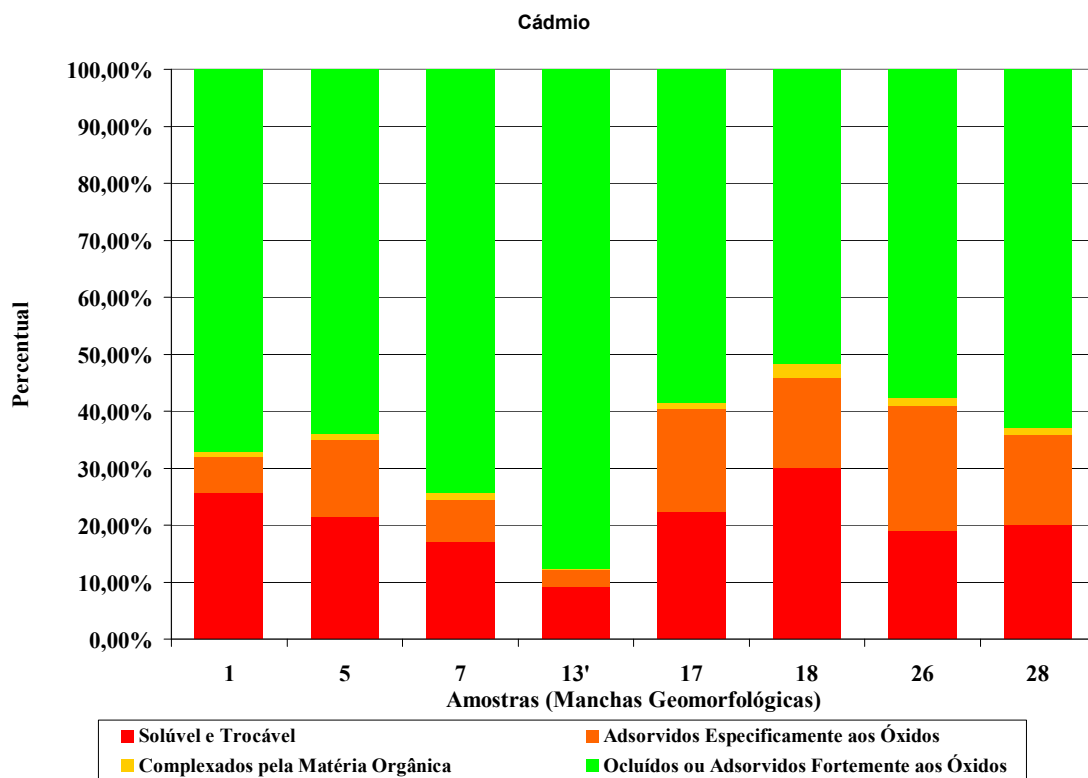
Metais	Frações	Interação Metais Constituintes dos Solos	Amostras (Manchas geomorfológicas)							
			1	5	7	13'	17	18	26	28
<b>Bário</b>	F2	Solúvel, Trocável e Adsorvidos Especificamente aos Óxidos	0,62	0,52	0,54	0,61	0,33	0,51	0,28	0,53
	F3	Complexados pela Matéria Orgânica	0,02	<0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
	F5	Ocluídos ou Adsorvidos Fortemente aos Óxidos	0,36	0,47	0,44	0,37	0,66	0,48	0,71	0,46
<b>Cádmio</b>	F2	Solúvel, Trocável e Adsorvidos Especificamente aos Óxidos	0,32	0,35	0,25	0,11	0,41	0,46	0,41	0,36
	F3	Complexados pela Matéria Orgânica	0,01	0,01	0,01	<0,01	0,01	0,02	0,01	0,01
	F5	Ocluídos ou Adsorvidos Fortemente aos Óxidos	0,67	0,64	0,74	0,88	0,58	0,52	0,58	0,63
<b>Chumbo</b>	F2	Solúvel, Trocável e Adsorvidos Especificamente aos Óxidos	0,16	0,24	0,21	0,19	0,31	0,35	0,36	0,36
	F3	Complexados pela Matéria Orgânica	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02	0,03
	F5	Ocluídos ou Adsorvidos Fortemente aos Óxidos	0,83	0,74	0,78	0,79	0,68	0,63	0,62	0,61
<b>Cromo</b>	F2	Solúvel, Trocável e Adsorvidos Especificamente aos Óxidos	0,04	0,04	0,13	0,04	0,03	0,04	0,07	0,08
	F3	Complexados pela Matéria Orgânica	0,15	0,17	0,14	0,38	0,23	0,26	0,25	0,11
	F5	Ocluídos ou Adsorvidos Fortemente aos Óxidos	0,81	0,79	0,73	0,58	0,74	0,70	0,68	0,81
<b>Cobre</b>	F2	Solúvel, Trocável e Adsorvidos Especificamente aos Óxidos	0,52	0,42	0,10	0,23	0,22	0,30	0,47	0,43
	F3	Complexados pela Matéria Orgânica	0,15	0,19	0,03	0,05	0,06	0,05	0,12	0,14
	F5	Ocluídos ou Adsorvidos Fortemente aos Óxidos	0,33	0,39	0,87	0,72	0,72	0,65	0,41	0,43
<b>Cobalto</b>	F2	Solúvel, Trocável e Adsorvidos Especificamente aos Óxidos	0,30	0,18	0,31	0,64	0,32	0,34	0,21	0,18
	F3	Complexados pela Matéria Orgânica	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	0,03	0,03	<0,01
	F5	Ocluídos ou Adsorvidos Fortemente aos Óxidos	0,69	0,81	0,68	0,35	0,64	0,63	0,77	0,81
<b>Zinco</b>	F2	Solúvel, Trocável e Adsorvidos Especificamente aos Óxidos	0,38	0,30	0,37	0,47	0,22	0,22	0,26	0,27
	F3	Complexados pela Matéria Orgânica	0,01	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,01	0,01
	F5	Ocluídos ou Adsorvidos Fortemente aos Óxidos	0,61	0,68	0,61	0,51	0,75	0,76	0,73	0,72



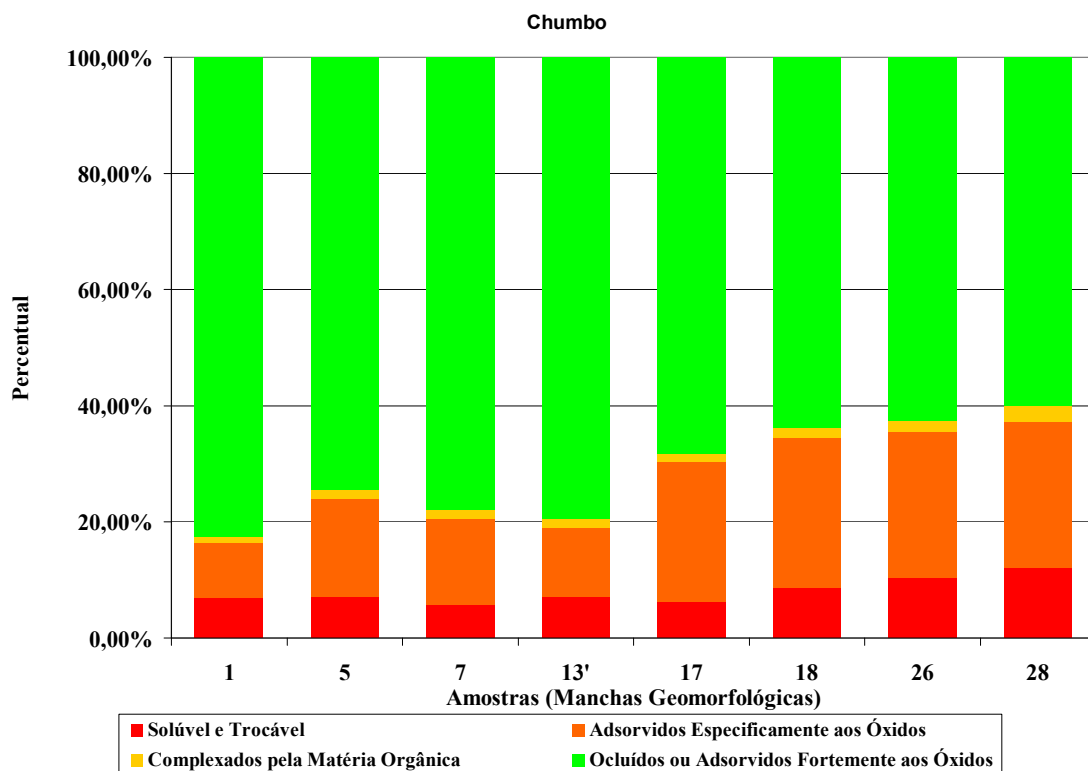
As figuras 11 a 17 apresentam graficamente os resultados dos fracionamentos químicos. Ressalta-se que a fração retida pelo quartzo não foi considerada uma vez que a mesma não traz maiores riscos ambientais quando comparada às demais. As frações Solúvel e Trocável e Adsorvidos Especificamente aos Óxidos foram consideradas em conjunto no cálculo das vulnerabilidades tendo em vista que se referem às ligações eletrostáticas, ou seja, são representadas pela capacidade de troca catiônica e, no modelo matemático de vulnerabilidade, serão o peso desta variável.



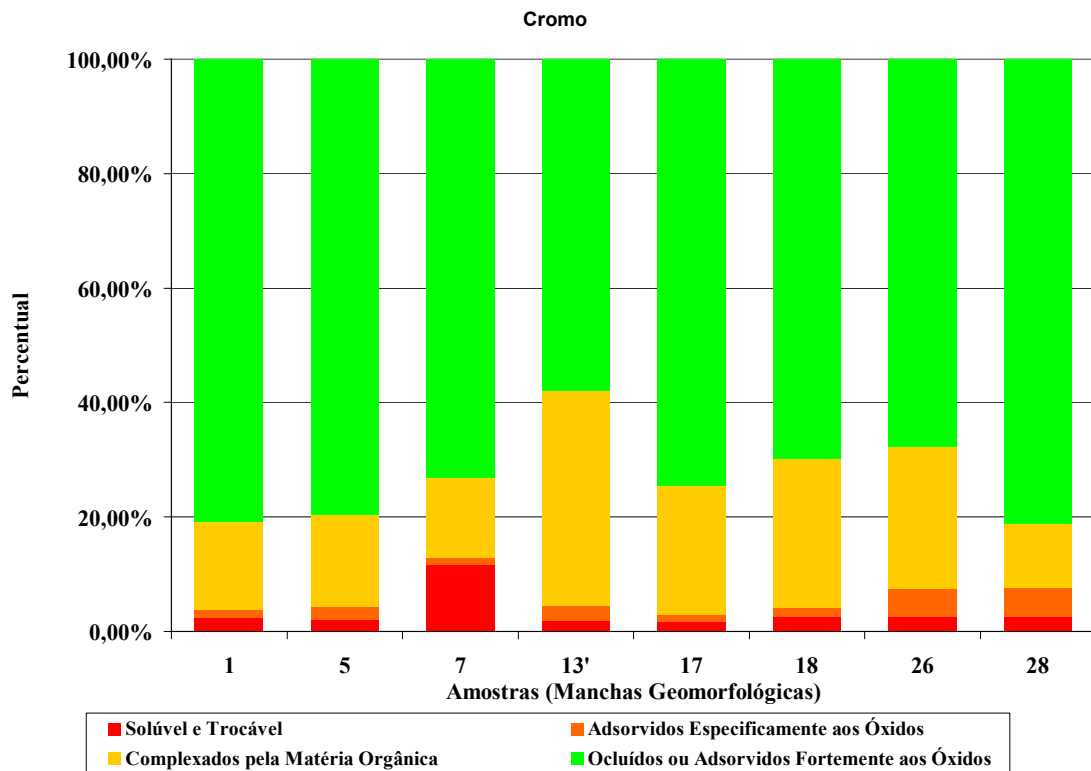
**Figura 11:** Fracionamento químico do metal bário.



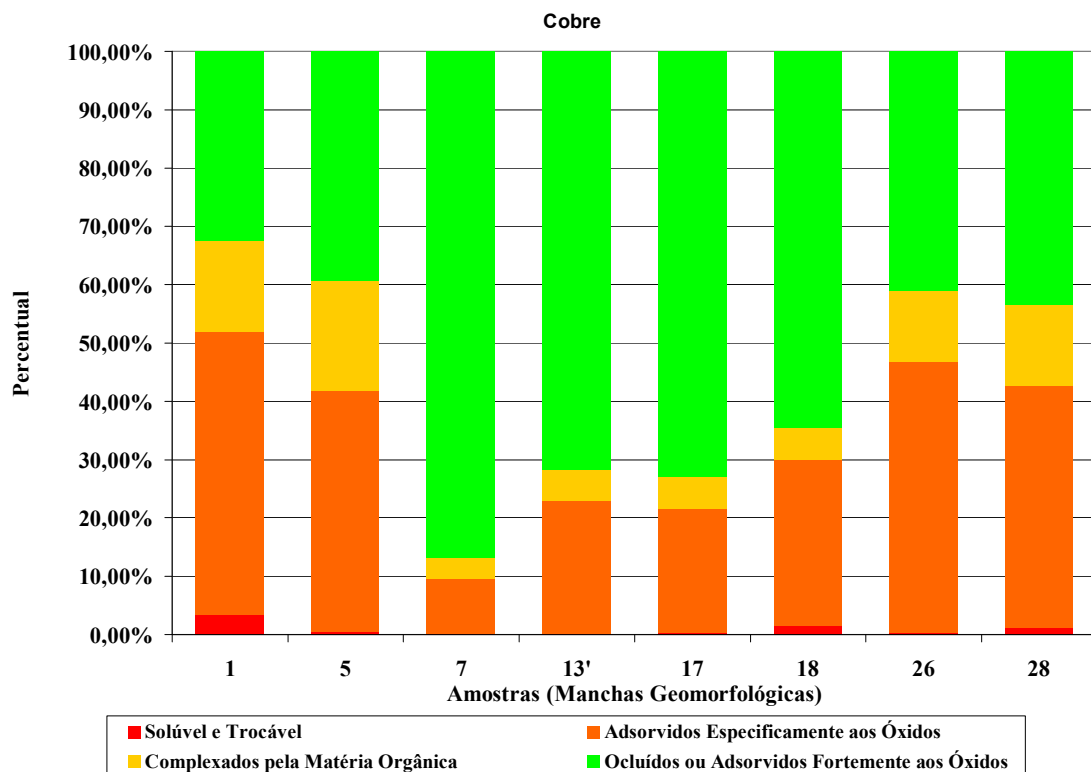
**Figura 12:** Fracionamento químico do metal cádmio.



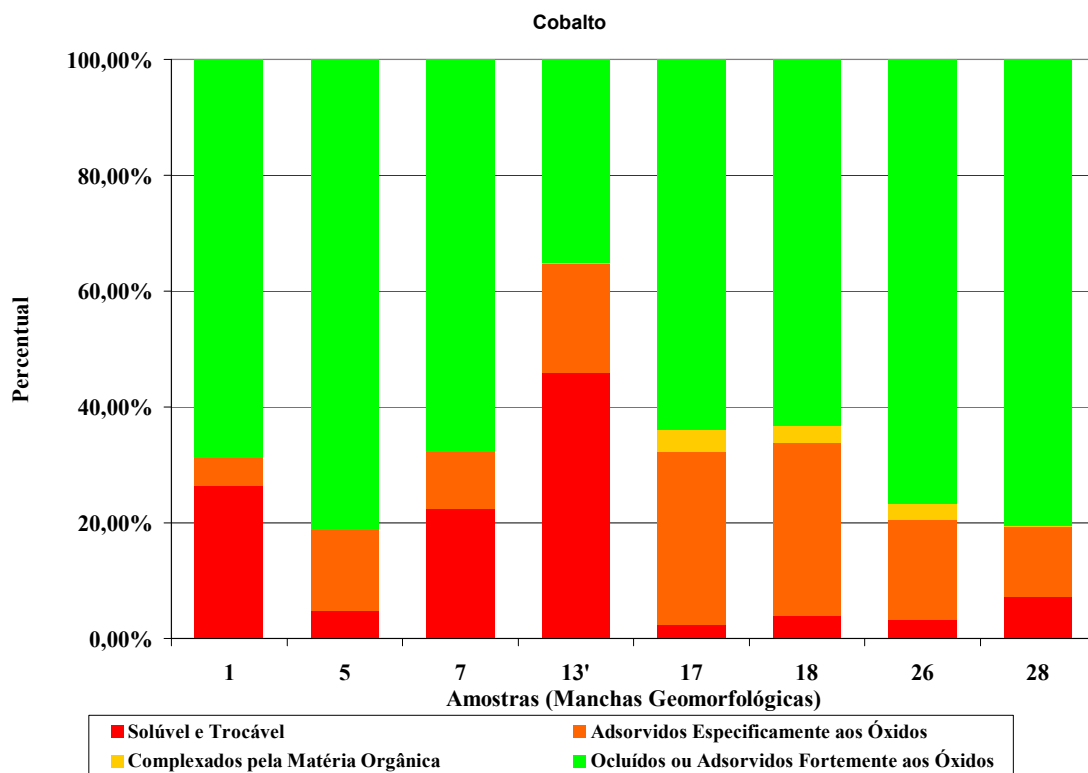
**Figura 13:** Fracionamento químico do metal chumbo.



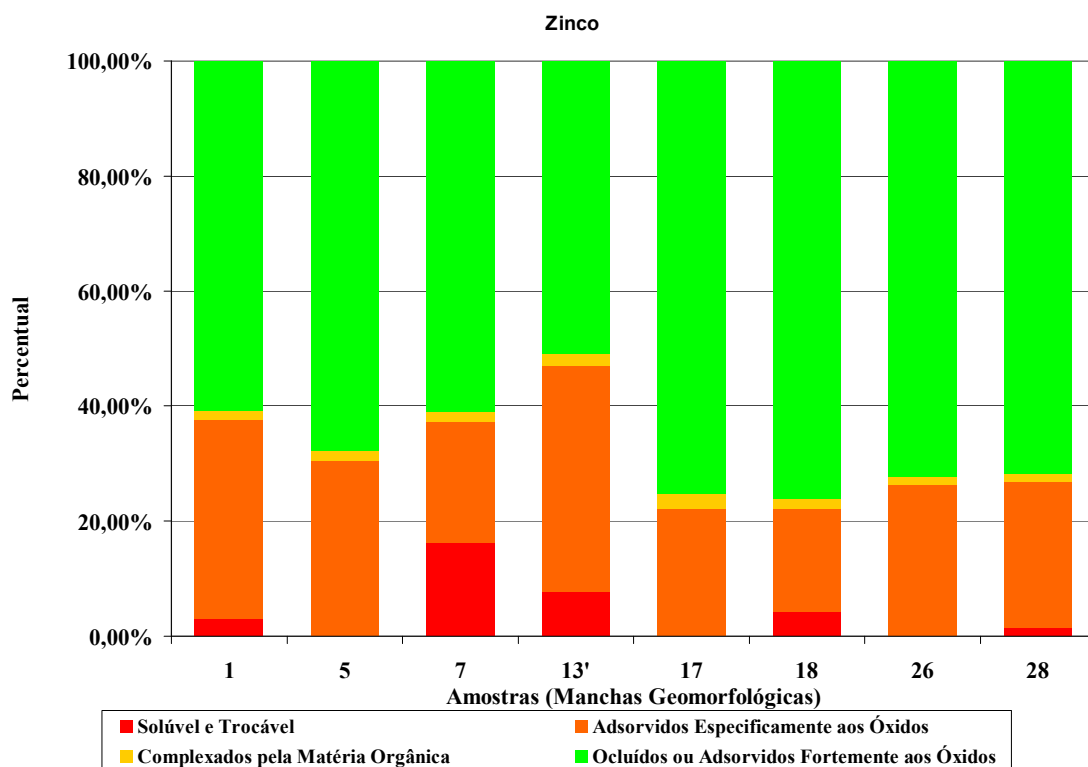
**Figura 14:** Fracionamento químico do metal cromo.



**Figura 15:** Fracionamento químico do metal cobre.



**Figura 16:** Fracionamento químico do metal cobalto.



**Figura 17:** Fracionamento químico do metal zinco.

Ressalta-se o extrator de uma fração pode acabar extraído os metais da próxima fração, ou seja, mesmo havendo grande afinidade de um extrator pela fração de metal que ele extrai, outro extrator também possui uma menor afinidade com tal fração. Exemplificando, é possível que uma pequena fração de metais presentes na matéria orgânica e que, teoricamente somente seriam removidos pela mistura NaClO/EDTA, também serem removidos pela mistura NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>EDTA/NaF na extração precedente. É um aspecto intrínseco à técnica que não compromete os resultados deste trabalho assim como outros trabalhos que efetuem o fracionamento químico por meio de tal metodologia.

Para a discussão dos fracionamentos químicos ressalta-se, inicialmente, que os metais cádmio, chumbo e cromo não são essenciais aos seres vivos e que os metais cobre, cobalto e zinco são essenciais. Outra consideração importante é o critério de escolha das cores para os gráficos de fracionamento químico, para os mapas de valores de pH e de metais totais e para os mapas de vulnerabilidade. Colorações tendendo ao verde indicam isotores de metais e vulnerabilidades menores, pH's maiores e retenções dos metais por constituintes dos solos mais fortes. Cores tendendo ao vermelho indicam isotores de metais e vulnerabilidades maiores, pH's menores e retenções por constituintes dos solos menos fortes. De modo geral, a coloração vermelha indica maior potencial de dano ao meio ambiente pelos metais pesados. O mapa dos teores dos constituintes retentores dos metais não segue esta regra.

Neste trabalho, parte-se do pressuposto de que é vantajoso os metais ficarem retidos nos solos ao invés de se dispersarem. Isto porque a dispersão não é contínua espacial e temporalmente de modo que é gerado, em outros compartimentos ambientais, os fenômenos de concentração, de biacumulação e de biomagnificação assim como a incorporação aos sedimentos de ambientes aquáticos lênticos e lóticos.

A coloração negra presente nos mapas de vulnerabilidade química indicará vulnerabilidades altíssimas por se tratar de afloramentos na rocha calcária e de dolinas com sumidouros. Poluentes lançados nestes ambientes rapidamente atingem as águas subterrâneas podendo alcançar outros compartimentos ambientais e sofrer os fenômenos citados anteriormente.

Partindo-se do pressuposto de que a fase com maior risco de causar danos ao meio ambiente é a solúvel e trocável nota-se, pelos gráficos de fracionamento químico, que o metal bário tem potencial de dano maior uma vez que parcelas entre 20 e 60 % estão na forma solúvel e trocável. A pior situação deste metal ocorre na amostra 13' e as melhores situações ocorreram nas amostras 17 e 26.

O cádmio também apresentou mobilidade relativamente alta. Tal resultado era esperado uma vez que outros trabalhos, como é o caso da pesquisa de IANHEZ (2003), indicaram alta mobilidade

deste metal. Este autor também cita que o chumbo é um elemento pouco móvel no perfil dos solos e o gráfico de fracionamento químico para tal metal reforça tal constatação.

O cobre, por sua vez, possui quantidades baixas na fração solúvel e trocável. Analisando apenas os seus teores retidos, espera-se que os riscos de liberação deste metal para os demais compartimentos ambientais sejam bastante baixos.

Os maiores teores de metais retidos pela matéria orgânica ocorreram para o cromo e o cobre. Apesar de as forças de retenção dos metais por este constituinte serem relativamente fortes, a matéria orgânica pode ser considerada como um constituinte dos solos muito susceptível a ação antrópica. Ela será preservada no perfil do solo caso haja neste uma cobertura vegetal constante que garanta, por meio da decomposição bioquímica da biomassa, a sua presença no solo. Em caso de exposição direta do solo ao sol e a outros agentes - por meio da retirada da vegetação - a matéria orgânica poderá ser oxidada e liberar os metais pesados nela retidos. Assim, a contribuição dos materiais orgânicos na retenção do cromo e cobre depende de um manejo adequado e específico dos solos.

Em todas as amostras, o cromo foi o único metal com considerável retenção pela matéria orgânica e pelos óxidos (oclusão e adsorção fortes). A menor delas situa-se em torno de 85 a 90 %. Tais constituintes são os mais fortes retentores avaliados. Assim, a mobilidade do cromo na área de estudo – de modo geral – pode ser considerada baixa desde que preservada a integridade físico – química destes constituintes retentores.

Ressalta-se que o cromo é um metal pesado que causa elevada preocupação uma vez que sua forma hexavalente ( $\text{Cr}^{6+}$ ) tem alto potencial de dano à saúde humana. Tal forma, bastante oxidada, predomina – obviamente - em ambientes oxidantes. Em processos de oxi-redução, além da troca de elétrons entre os reagentes, a presença de  $\text{H}^+$  e  $\text{HO}^-$  interfere na dinâmica de tais reações. Desta forma, o potencial oxi-redutor assim como o pH do ambiente pode favorecer a oxidação do cromo dos estados  $\text{Cr}^0$  e  $\text{Cr}^{3+}$  para o estado  $\text{Cr}^{6+}$ . Isto sugere a necessidade de manejos específicos de áreas com teores de cromo elevado de forma a se conseguir tanto a retenção do cromo como um todo assim como impedir a oxidação do mesmo ao estado hexavalente.

Outro aspecto digno de nota refere-se às múltiplas interações entre os diversos componentes dos solos com os metais. Caso fosse considerado apenas o constituinte retentor com cada metal pesado, esperar-se-ia que o percentual de retenção de cada constituinte fosse o mesmo para cada um dos metais, independentemente da amostra. No entanto, isto não ocorre e há – no mínimo – duas explicações para tal observação. A primeira refere-se ao fato de que outras variáveis interferem nas retenções dos metais e elas têm suas influências alteradas de amostra para amostra. Outro aspecto refere-se à forma química dos constituintes retentores. Neste trabalho, está se considerando a matéria orgânica e os óxidos de ferro e alumínio como um todo, ou seja, não se faz diferenciação

entre os ácidos fúlvicos e húmicos presentes na matéria orgânica e entre os óxidos de ferro cristalinos e amorfos e os óxidos de alumínio. Caso tais diferenciações fossem feitas, esperar-se-ia que os teores dos metais retidos em cada um destes sub-constituintes retentores fossem mais parecidos, independentemente da amostra analisada. Entretanto, não se poderia esperar que fossem iguais tendo em vista a complexidade de interações que ocorrem entre os metais e os constituintes dos solos.

## 7.5 – Dados Numéricos Trabalhados e Mapas

### 7.5.1 – Dados Numéricos

#### 7.5.1.1 – Constituintes dos Solos Retentores dos Metais Pesados

Abaixo é apresentado o cálculo das faixas para as três variáveis retentoras. Os valores de entrada nas equações provém do quadro 9 e os valores de saída estão no quadro 12.

$$F = (V_{\max} - V_{\min})/5$$

$$F_{MO} = (7,86 - 5,37)/5$$

$$F_{MO} = 0,498$$

$$F_{CTC} = (14,49 - 8,14)/5$$

$$F_{CTC} = 1,270$$

$$F_O = (25,61 - 14,01)/5$$

$$F_O = 2,32$$

O quadro 12 apresenta as faixas e os valores relativos.

**Quadro 12:** Faixas, variações e valores relativos.

Valor relativo	Variações		
	Matéria Orgânica nos solos	CTC <sub>total</sub> nos solos	Teor de óxidos nos Solos
	%	cmol <sub>c</sub> /Kg	%
5	5,370 a 5,868	8,140 a 9,410	14,010 a 16,330
4	5,868 a 6,366	9,410 a 10,680	16,330 a 18,650
3	6,366 a 6,864	10,680 a 11,950	18,650 a 20,970
2	6,864 a 7,362	11,950 a 13,220	20,970 a 23,290
1	7,362 a 7,860	13,220 a 14,490	23,290 a 25,610
<b>Faixa</b>	<b>0,498</b>	<b>1,270</b>	<b>2,320</b>

Tendo em vista que todas as variáveis contribuem com a retenção dos metais, os valores relativos são inversamente proporcionais as suas faixas. Ou seja, quanto maior o valor do constituinte retentor, menor será a vulnerabilidade química.



O quadro 13 apresenta os valores absolutos dos constituintes dos solos retentores dos metais e seus valores relativos. Os valores relativos do quadro 13 foram obtidos enquadrando-se seus valores absolutos nas variações do quadro 12.

**Quadro 13:** Valores absolutos e relativos dos constituintes retentores.

Amostras (Manchas geomorfológicas)	MO		CTC <sub>total</sub>		Óxidos	
	Valor absoluto %	Valor relativo	Valor absoluto cmol <sub>e</sub> /L	Valor relativo	Valor absoluto %	Valor relativo
5	6,26	4	12,45	2	24,47	1
28	<b>5,37</b>	5	8,22	5	<b>14,01</b>	5
18	5,50	5	10,72	3	15,36	5
26	7,37	1	<b>14,49</b>	1	15,16	5
13'	5,57	5	10,21	4	23,16	2
7	5,61	5	8,49	5	<b>25,61</b>	1
1	<b>7,86</b>	1	<b>8,14</b>	5	24,87	1
17	7,21	2	11,59	3	14,94	5

#### 7.5.1.2 – Pesos Obtidos dos Gráficos de Fracionamento químico

Os valores percentuais (%), foram obtidos dos gráficos de fracionamento químico e estão divididos por 100 (quadro 15). Os valores relativos foram obtidos conforme quadro 14.

**Quadro 14:** Variações dos valores absolutos e valores relativos

Variações	0 a 0,20	0,20 a 0,40	0,40 a 0,60	0,60 a 0,80	0,80 a 1,00
<b>Valores relativos</b>	5	4	3	2	1

Com base no quadro anterior e nos valores absolutos de retenção química (%) foram definidos os valores relativos ( $p_i$ ) apresentados no quadro 15 a seguir.

**Quadro 15:** Valores relativos nas frações da fracionamento químico.

Metais	Frações	Amostras (Manchas geomorfológicas)															
		1		5		7		13'		17		18		26		28	
		%	pi	%	pi	%	pi	%	pi	%	pi	%	pi	%	pi	%	pi
<b>Bário</b>	F2	0,62	2	0,52	3	0,54	3	0,61	2	0,33	4	0,51	3	0,28	4	0,53	3
	F3	0,02	5	<0,01	5	0,02	5	0,02	5	0,01	5	0,01	5	0,01	5	0,01	5
	F5	0,36	4	0,47	3	0,44	3	0,37	4	0,66	2	0,48	3	0,71	2	0,46	3
<b>Cádmio</b>	F2	0,32	4	0,35	4	0,25	4	0,11	5	0,41	3	0,46	3	0,41	3	0,36	4
	F3	0,01	5	0,01	5	0,01	5	<0,01	5	0,01	5	0,02	5	0,01	5	0,01	5
	F5	0,67	2	0,64	2	0,74	2	0,88	1	0,58	3	0,52	3	0,58	3	0,63	2
<b>Chumbo</b>	F2	0,16	5	0,24	4	0,21	4	0,19	5	0,31	4	0,35	4	0,36	4	0,36	4
	F3	0,01	5	0,02	5	0,01	5	0,02	5	0,01	5	0,02	5	0,02	5	0,03	5
	F5	0,83	1	0,74	2	0,78	2	0,79	2	0,68	2	0,63	2	0,62	2	0,61	2
<b>Cromo</b>	F2	0,04	5	0,04	5	0,13	5	0,04	5	0,03	5	0,04	5	0,07	5	0,08	5
	F3	0,15	5	0,17	5	0,14	5	0,38	4	0,23	4	0,26	4	0,25	4	0,11	5
	F5	0,81	1	0,79	2	0,73	2	0,58	3	0,74	2	0,70	2	0,68	2	0,81	1
<b>Cobre</b>	F2	0,52	3	0,42	3	0,10	5	0,23	4	0,22	4	0,30	4	0,47	3	0,43	3
	F3	0,16	5	0,19	5	0,03	5	0,05	5	0,06	5	0,05	5	0,12	5	0,14	5
	F5	0,33	4	0,39	4	0,87	1	0,72	2	0,72	2	0,65	2	0,41	3	0,43	3
<b>Cobalto</b>	F2	0,30	4	0,18	5	0,33	4	0,64	2	0,32	4	0,34	4	0,21	4	0,18	5
	F3	<0,01	5	<0,01	5	<0,01	5	<0,01	5	0,04	5	0,03	5	0,03	5	<0,01	5
	F5	0,69	2	0,81	1	0,68	2	0,35	4	0,64	2	0,63	2	0,77	2	0,81	1
<b>Zinco</b>	F2	0,38	4	0,30	4	0,37	4	0,47	3	0,22	4	0,22	4	0,27	4	0,27	4
	F3	0,01	5	0,02	5	0,02	5	0,02	5	0,03	5	0,02	5	0,01	5	0,01	5
	F5	0,61	2	0,68	2	0,61	2	0,51	3	0,75	2	0,76	2	0,72	2	0,72	2

### 7.5.1.3 – Cálculo da Vulnerabilidade Química

Com os valores relativos do quadro 13, os percentuais relativos de retenção do quadro 15 e a força relativa de retenção do quadro 6, foi possível calcular as vulnerabilidades das 8 manchas geomorfológicas para os sete metais pesados submetidos a fracionamento químico. A seguir é apresentado o cálculo, a título de exemplo, para o metal bário na mancha 18. O quadro 16 apresenta as vulnerabilidades químicas de todas as manchas e as figuras 27 a 33 (página 77 a 80) apresentam os mapas das vulnerabilidades químicas para cada um dos sete metais analisados.

A equação para cálculo da vulnerabilidade química de um metal (MP) numa mancha (M) é:

$$V_{u(MP,A)} = (p_{CTC}/f_{CTC}) \times CTC + (p_{MO}/f_{MO}) \times MO + (p_O/f_O) \times O$$

$$V_{u(Ba,18)} = (3/1) \times 3 + (5/3) \times 5 + (5/5) \times 3$$

$$V_{u(Ba,18)} = 20,33$$

Os cálculos das faixas ( $F_{VU}$ ) de vulnerabilidades químicas para cada metal pesado ocorreram conforme se mostra abaixo e estão apresentados no quadro a seguir.

$$F_{VU(MP_i)} = (V_{u(MP_i \max)} - V_{u(MP_i \min)})/5$$

Tomando-se como exemplo o metal bário.

$$F_{VU(Ba)} = (26,33 - 7,67)/5$$

$$F_{VU(Ba)} = 3,73$$

**Quadro 16:** Valores absolutos das vulnerabilidades químicas.

Metais	Amostras (Manchas geomorfológicas)								$V_{Umax}$	$V_{Umin}$	$F_{VU}$
	1	5	7	13'	17	18	26	28			
<b>Bário</b>	12,47	13,27	23,93	17,93	17,33	<b>20,33</b>	7,67	26,33	26,33	7,67	3,73
<b>Cádmio</b>	22,07	15,07	28,73	28,73	<b>15,33</b>	<b>20,33</b>	<b>7,67</b>	30,33	30,33	7,67	4,53
<b>Chumbo</b>	<b>26,87</b>	15,07	28,73	<b>29,13</b>	17,33	22,33	7,67	30,33	30,33	7,67	4,53
<b>Cromo</b>	21,87	13,07	<b>33,73</b>	27,87	<b>19,67</b>	23,67	<b>8,33</b>	<b>34,33</b>	34,33	8,33	5,20
<b>Cobre</b>	17,47	13,47	33,53	25,93	19,33	<b>24,33</b>	7,67	<b>26,33</b>	33,53	7,67	5,17
<b>Cobalto</b>	22,07	<b>16,87</b>	28,73	<b>17,93</b>	17,33	22,33	7,67	34,33	34,33	7,67	5,33
<b>Zinco</b>	<b>12,07</b>	<b>11,07</b>	<b>18,73</b>	21,53	17,33	22,33	7,67	30,33	30,33	7,67	4,53

O próximo passo consistiu em calcular as cinco variações para cada metal com base no  $F_{VU}$  e nos valores mínimos e máximos das vulnerabilidades. Destes cálculos obtiveram-se as variações do quadro 17. Com base nestes valores, determinou-se os valores relativos das vulnerabilidades químicas presentes no quadro 18 e, com base neles, contruiu-se os mapas de vulnerabilidades.

**Quadro 17:** Variações dos valores absolutos e valores relativos para as vulnerabilidades dos solos

Metais	Vumax	Vumin	FVu	Valores relativos e Variações da Vulnerabilidade				
				1	2	3	4	5
				<b>Muito Baixa</b>	<b>Baixa</b>	<b>Média</b>	<b>Alta</b>	<b>Muito Alta</b>
<b>Bário</b>	26,33	7,67	3,73	7,67 a 11,40	11,40 a 15,14	15,14 a 18,87	18,87 a 22,60	22,60 a 26,34
<b>Cádmio</b>	30,33	7,67	4,53	7,67 a 12,20	12,20 a 16,74	16,74 a 21,27	21,27 a 25,80	25,80 a 30,34
<b>Chumbo</b>	30,33	7,67	4,53	7,67 a 12,20	12,20 a 16,74	16,74 a 21,27	21,27 a 25,80	25,80 a 30,34
<b>Cromo</b>	34,33	8,33	5,20	8,33 a 13,53	13,53 a 18,73	18,73 a 23,93	23,93 a 29,13	29,13 a 34,33
<b>Cobre</b>	33,53	7,67	5,17	7,67 a 12,84	12,84 a 18,02	18,02 a 23,19	23,19 a 28,36	28,36 a 33,54
<b>Cobalto</b>	34,33	7,67	5,33	7,67 a 13,00	13,00 a 18,34	18,34 a 23,67	23,67 a 29,00	29,00 a 34,34
<b>Zinco</b>	30,33	7,67	4,53	7,67 a 12,20	12,20 a 16,74	16,74 a 21,27	21,27 a 25,80	25,80 a 30,34

**Quadro 18:** Valores relativos das vulnerabilidades químicas obtidas com base no quadro 17.

Metais	Amostras (Manchas geomorfológicas)							
	1	5	7	13'	17	18	26	28
<b>Bário</b>	2	2	5	3	3	4	1	5
<b>Cádmio</b>	4	2	5	5	2	4	1	5
<b>Chumbo</b>	5	2	5	5	3	4	1	5
<b>Cromo</b>	3	1	5	4	3	3	1	5
<b>Cobre</b>	2	2	5	4	3	4	1	4
<b>Cobalto</b>	3	2	4	2	2	3	1	5
<b>Zinco</b>	1	1	3	4	3	4	1	5

## 7.5.2 – Mapas

### 7.5.2.1 – Mapas dos Valores de pH e dos Isotores dos Metais Pesados Totais

As figuras 18 a 25 apresentam os mapas de valores de pH e metais pesados totais. São isotores uma vez que os resultados são apresentados na forma de isolinhas que convergem ou divergem para um determinado ponto conforme a concentração aumenta ou diminui.

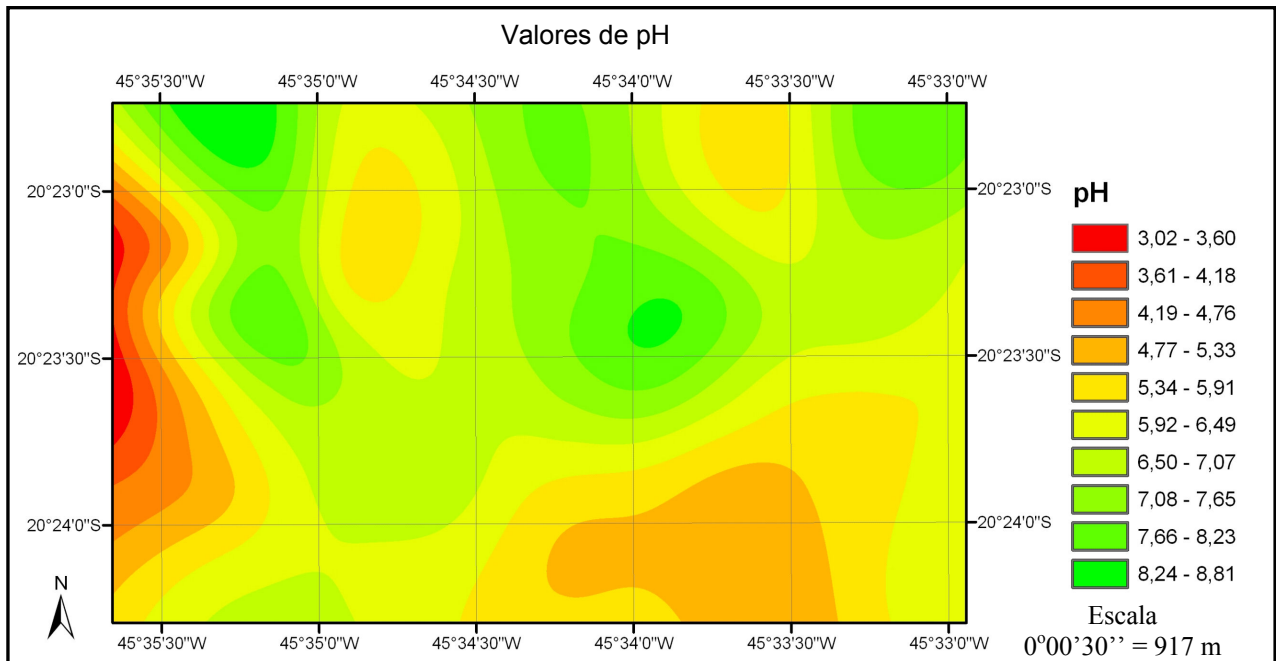
Tais mapas foram obtidos pelo método Spline do recurso Spatial Analyst do software Arcgis (versão 9.2). Entende-se que tal método gera o mapa por meio de extrapolações dos valores de concentrações pontuais que são inseridas no software. Tais extrapolações definem valores para os pontos onde não tenha ocorrido coleta de amostras para geração de dados de entrada no sistema. Assim, fica explicado o fato de os valores da legenda ultrapassarem os limites máximos e mínimos indicados nos quadros 8 e 10. Não significa que haja solos com estas concentrações de metais ou valores de pH, mas que há uma tendência matemática-espacial para isto. Acredita-se que, quanto maior for o número de amostragens menor será este distanciamento dos valores representados nos mapas dos valores máximos e mínimos obtidos em laboratório. Entretanto, faz-se necessária uma otimização do número de amostragens em relação à técnica de distribuição espacial dos dados. Além disso, a extrapolação sempre ocorrerá uma vez que é um recurso intrínseco à técnica utilizada, mesmo que os pontos de amostragem ocorram em número elevado e o mais próximo possível uns dos outros.

Para a finalidade deste trabalho, os pontos de amostragens foram suficientes. Quanto aos efeitos de comparação dos valores dos metais pesados nos solos com os valores orientadores, esta foi realizada com os resultados do quadro 10. Os mapas aqui apresentados têm apenas a função de indicar a distribuição espacial dos metais assim como do pH.

Outro aspecto que exemplifica a extrapolação está no fato de que nas áreas de afloramentos não foram coletadas amostras. É justamente nestes pontos que houve extrapolações mais evidenciadas como ocorre nos mapas de isotores de bário, chumbo e zinco na porção sudoeste da área de estudo. As manchas com coloração tendendo ao vermelho escuro (concentrações altas e maiores do que as concentrações máximas para estes metais) ocorrem exatamente em pontos de afloramentos calcários.

Caso este trabalho tivesse o objetivo de avaliar os riscos ou as vulnerabilidades apenas com base nos isotores dos metais, seria necessário – por meio de uma ferramenta específica do Arcgis – isolar as áreas sem amostragem nas análises de forma a não se gerar informações irreais. Como objetivou-se construir mapas de vulnerabilidades químicas com base nos constituintes retentores

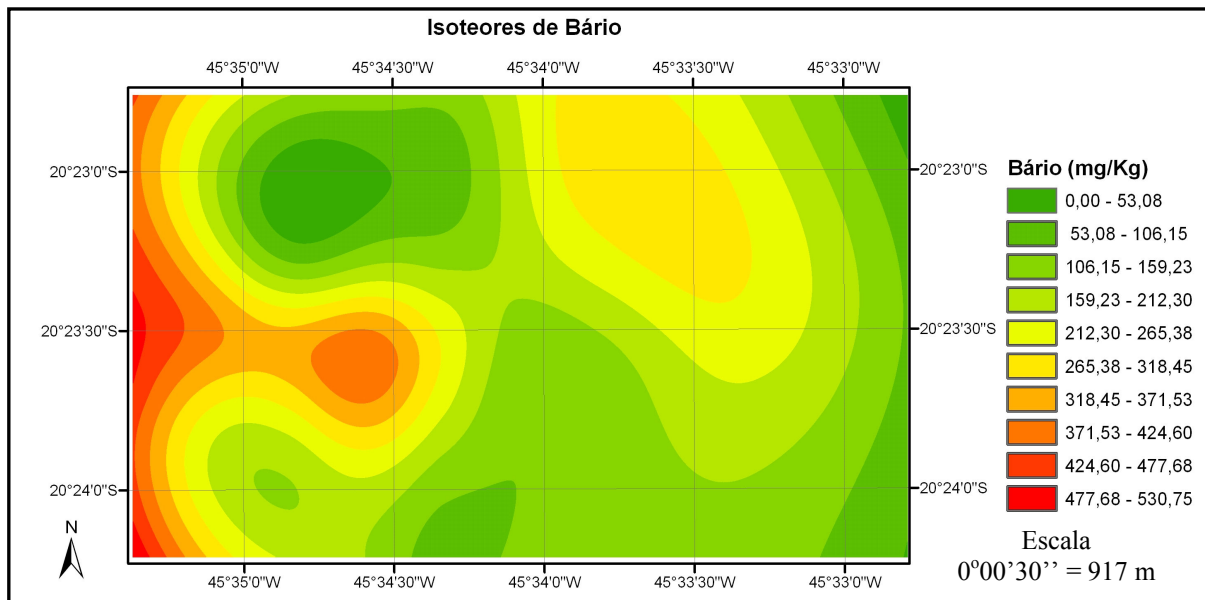
dos metais foi definido como tendo vulnerabilidades altíssimas as áreas de afloramento calcário e de dolinas com sumidouros.



**Figura 18:** Valores de pH.

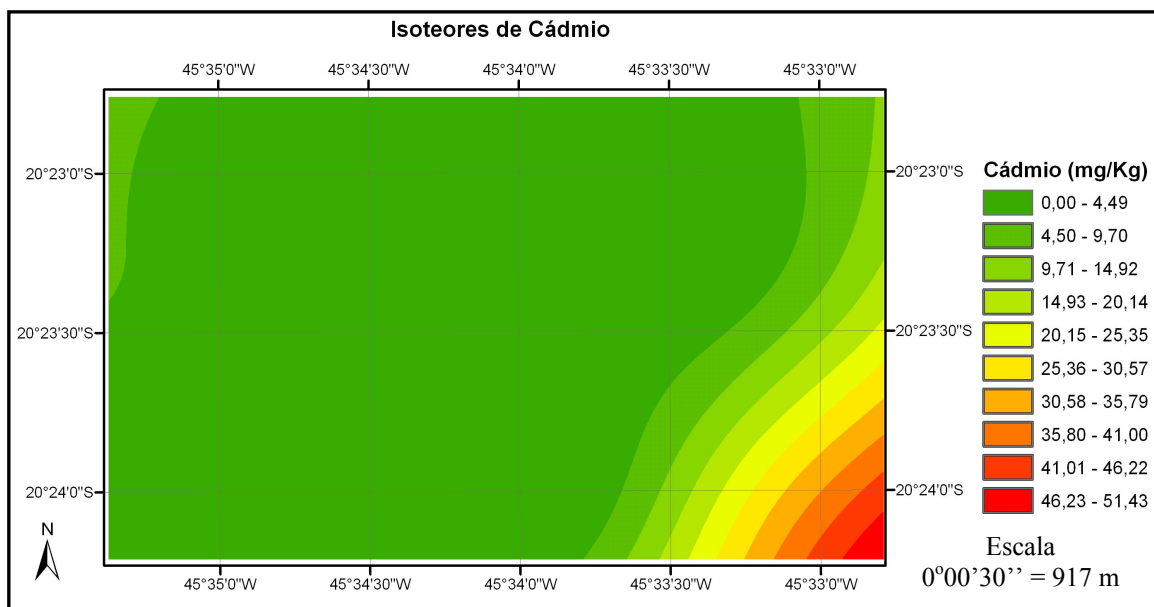
O fato mais evidente do mapa de valores de pH (figura 18) é a confirmação de um aspecto já esperado. Os valores de pH mais elevados predominaram em áreas de argissolos e cambissolos glei eutróficos (colorações verdes a verdes claras – predomínio de substrato calcário). Nestas localidades, a presença do ânion carbonato faz com que o pH seja mais elevado uma vez que tal ânion consome o cátion hidrônio ( $H_3O^+$  ou  $H^+$ ) que é o gerador dos valores baixos de pH. Quanto maior o valor de pH, maior será disponibilidade de cargas negativas nos minerais da fração argila e na matéria orgânica disponíveis para a retenção dos metais pesados. Partindo-se deste princípio, esperar-se-ia que as vulnerabilidades das manchas presentes sobre os substratos calcários fossem menores.

Por outro lado, as vulnerabilidades dependem das concentrações dos constituintes retentores, das interações dos metais com cada um destes constituintes assim como da força de retenção de cada constituinte retentor.



**Figura 19:** Isótopos de bário.

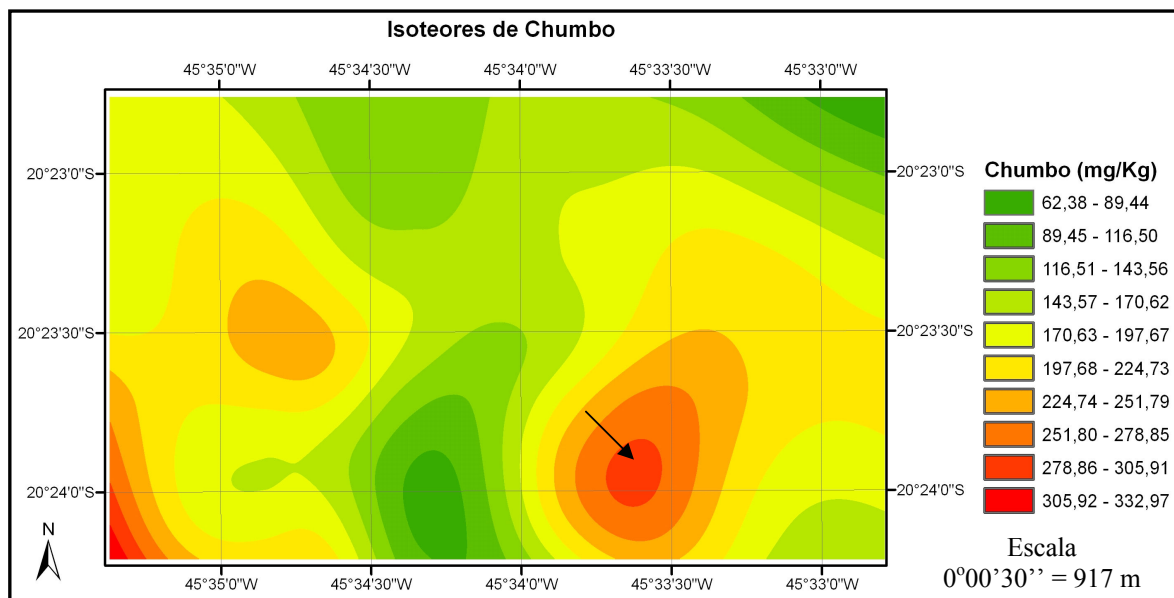
As maiores concentrações de bário (figura 19) também ocorreram nas áreas de substratos calcários. Se fosse considerada apenas a sua origem natural, talvez ele esteja associado com os minerais de tais substratos. Ressalta-se, porém, que as amostragens foram efetuadas somente até 20 cm de profundidade e as influências da rocha de origem nos teores de metais em tais profundidades são menores.



**Figura 20:** Isótopos de cádmio.

Observando os valores de cádmio do quadro 10 percebe-se um fato interessante: apenas 2 amostras possuem concentrações superiores a 24,00 mg/L e as demais possuem concentrações abaixo de 6,00 mg/L. Há valores no intervalo de concentrações – entre 6,00 e 24,00 mg/L – que não

foram observado em nenhuma amostra. Tal fato é bem ilustrado no mapa (figura 20) uma vez que maior extensão dele situa-se na faixa de concentração 0,00 a 4,49. A área de predomínio de maiores concentrações situa-se na porção sudeste do mapa, especificamente devido as duas amostras de latossolos distróficos correspondentes as concentrações superiores a 24,00 mg/kg.

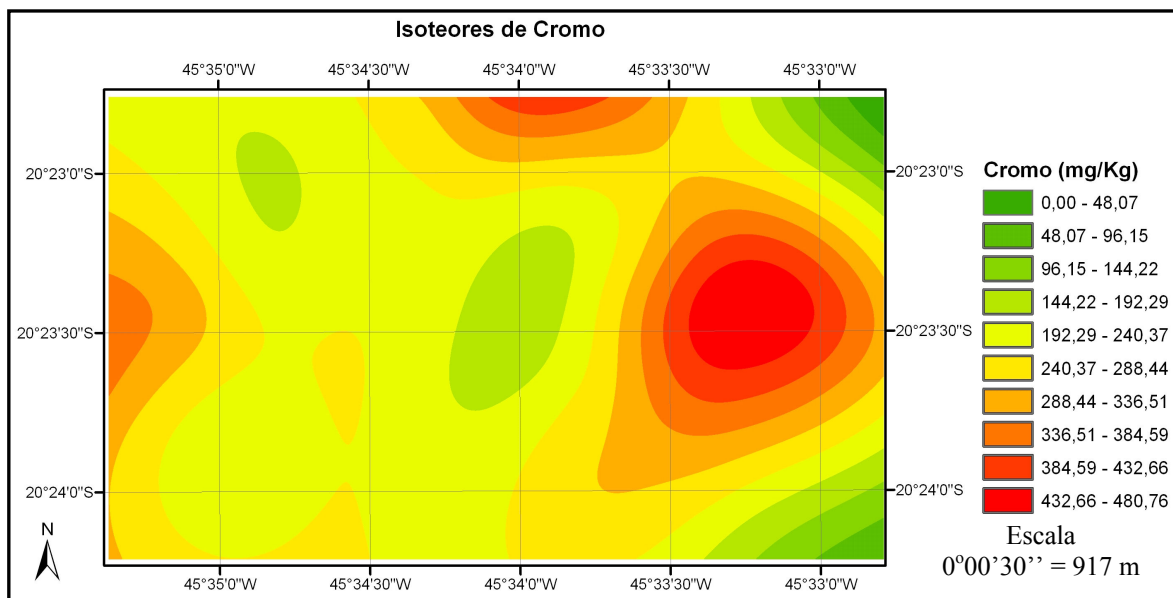


**Figura 21:** Isotores de chumbo.

Comparando os valores do quadro 10 com o mapa de isotores de chumbo (figura 21), nota-se a boa representatividade dos valores superiores deste metal no mapa.

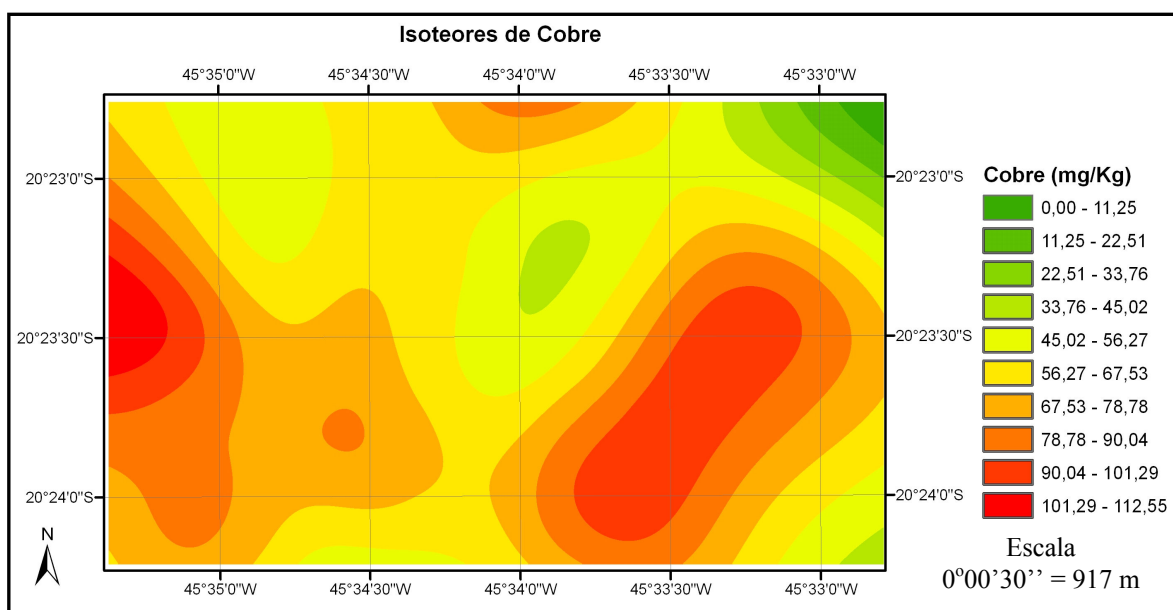
A área de alta concentração de chumbo (seta preta) localizada no quadrante sudeste do mapa coincide com uma elevação natural (espécie de colina). Segundo BORGHETTI (2002) e com base nas verificações de campo, ventos vindos de leste são canalizados e, antes de chegarem a esta colina, passam por locais onde encontram calcinações artesanais (Figura 8). Esta pode ser a razão deste pico de concentração de chumbo nas partes mais altas da colina uma vez que os poluentes trazidos pelo vento ali se depositariam. Abordagem semelhante pode ser feita para o metal cobre (figura 23), cujos isotores são apresentados na figura 23. Para tal metal, no entanto, a área da mancha de concentrações altas é bem maior.



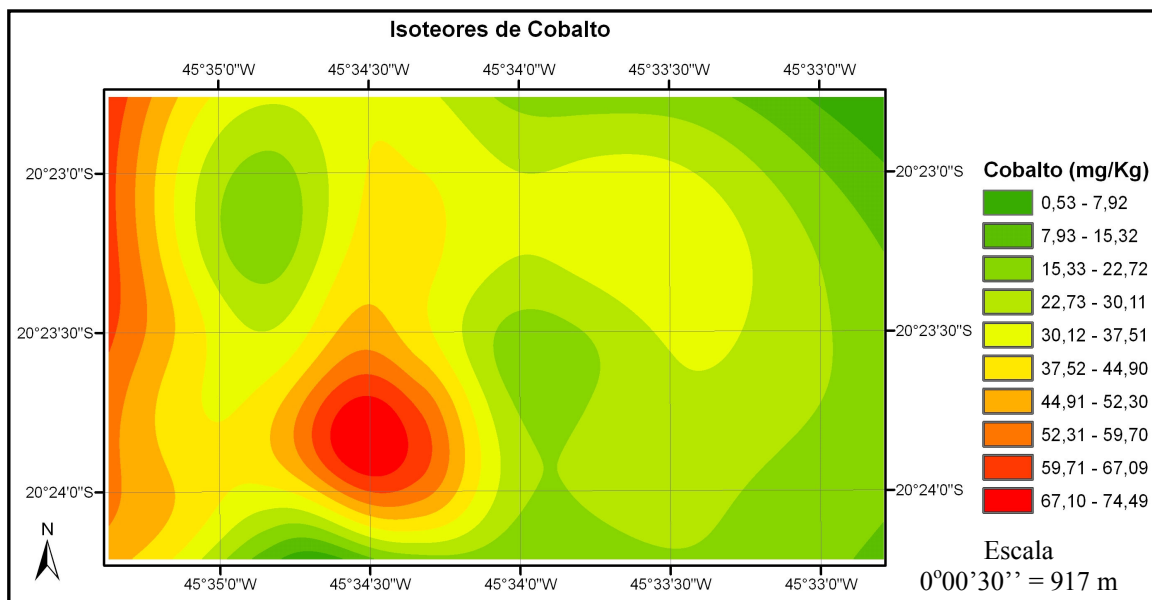


**Figura 22:** Isoteores de cromo.

Também se verifica uma grande coerência entre os valores do metal cromo, presentes no quadro 10, com os seus isoteores presentes na figura 22. Chamam a atenção duas manchas com altas concentrações de cromo. A primeira, localizada ao extremo norte da área de estudo e a segunda, localizada ao leste. A segunda mancha está localizada próxima a empreendimentos artesanais de produção de cal e por ela passa uma rodovia.

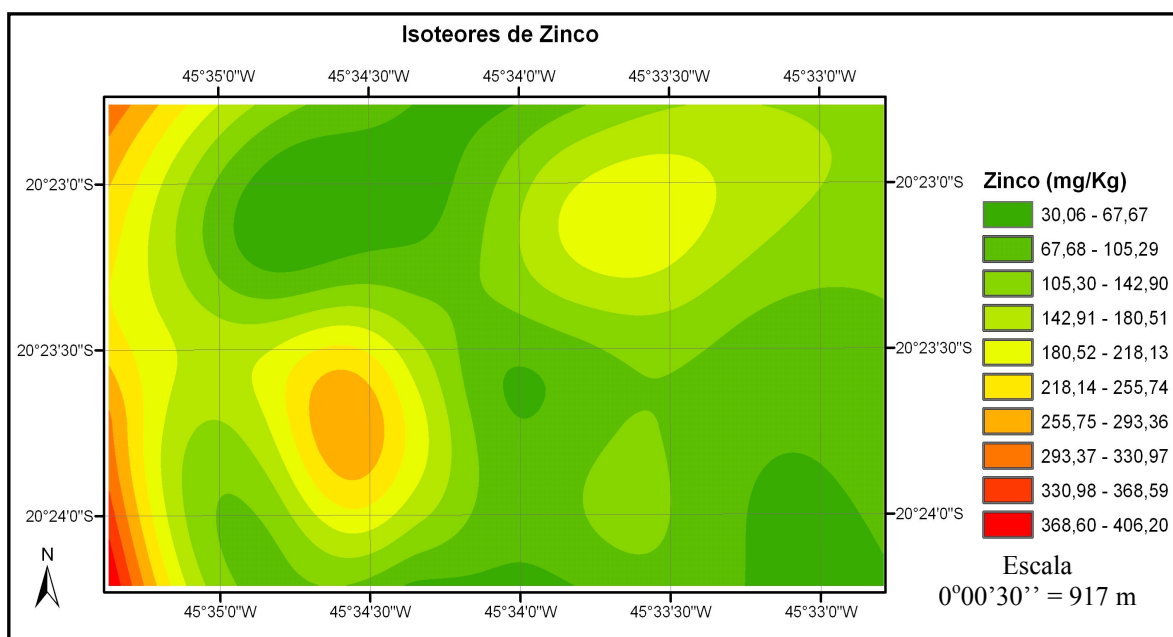


**Figura 23:** Isoteores de cobre.



**Figura 24:** Isóteores de cobalto.

Os valores de cobalto presentes no quadro 10 também são bem representados pelo mapa de isóteores (figura 24). A sua região de maior concentração corresponde à atividade situada junto a empreendimento de extração e britagem de calcário.

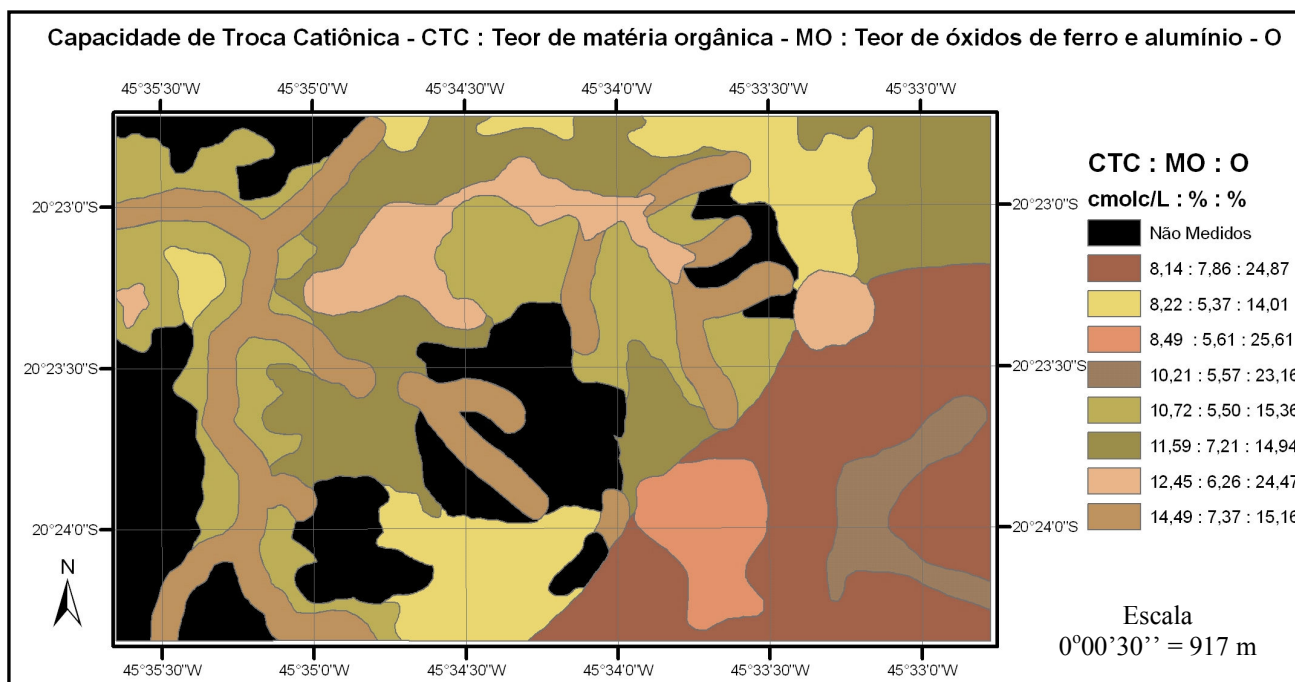


**Figura 25:** Isóteores de zinco.

Os maiores teores de zinco ocorreram em áreas de substrato calcário (figura 25). Tal metal pode ocorrer associado às rochas calcárias por meio de sua ligação com o sulfeto. Entretanto, ressalta-se que a extração e beneficiamento destas rochas aceleram a sua liberação para o meio ambiente. Sua presença no solo se deve a duas origens: antrópica e natural. Dentre as fontes antrópicas estão aquelas que liberam o zinco para o meio ambiente trazendo-o de outras localidades

(uso de resíduos, que contenham zinco, como combustíveis, por exemplo) e aquelas que o retiram da própria rocha local, conforme já citado. As fontes naturais são os processos de intemperismo da rocha.

### 7.5.2.2 – Mapa dos Teores dos Constituintes Retentores dos Metais Pesados



**Figura 26:** Teores de óxidos e matéria orgânica e capacidade de troca catiônica obtidos para oito manchas geomorfológicas analisadas.

Na figura 26, verificam-se os teores dos constituintes dos solos retentores dos metais pesados. Um aspecto interessante a se considerar é a capacidade de troca catiônica nas manchas roxas (dolinas sem sumidouro) e nas manchas vermelhas (margens de drenagem). Tal variável, relacionada à capacidade de interações eletrostáticas entre os constituintes de granulometria fina dos solos com os cátions metálicos, tende a ser maior onde a concentração de tais constituintes for maior. Nos processos de decomposição e transporte de materiais, as partículas mais finas são carregadas e depositam-se em áreas mais planas e com cotas mais baixas. Este fato é um indicativo dos maiores valores de CTC observados nas manchas vermelhas. Em contra partida, as manchas verdes escuras e azuis, de locais de altitudes médias e mais elevadas – respectivamente-, possuem menores valores de CTC.

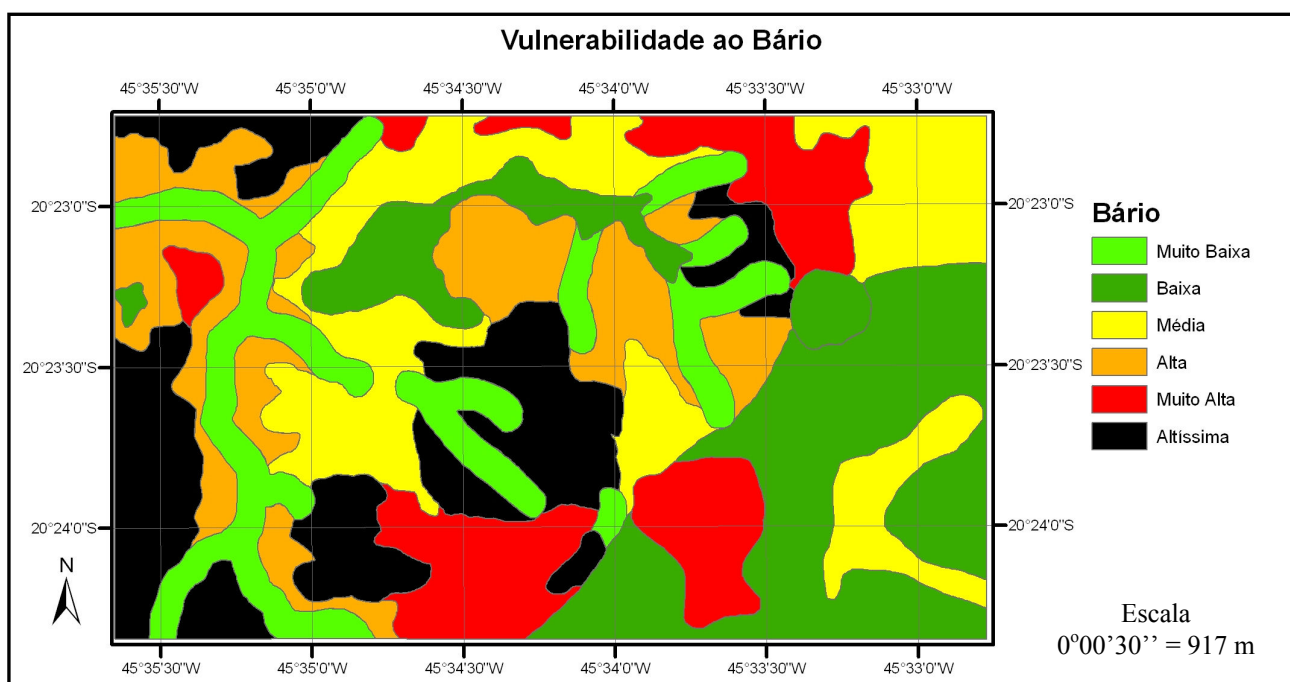
Esperava-se, na mancha amarela (área de várzea), obter maiores valores de matéria orgânica. No entanto, isto não ocorreu. Por ser área de várzea, o ambiente é pouco oxidado e a decomposição da matéria orgânica oriunda da biomassa local é lenta. Assim, supõe-se que predomine nela matéria

orgânica não decomposta. Caso o método de determinação da matéria orgânica não contemple a fração não decomposta, fica entendida a obtenção de valores menores de matéria orgânica.

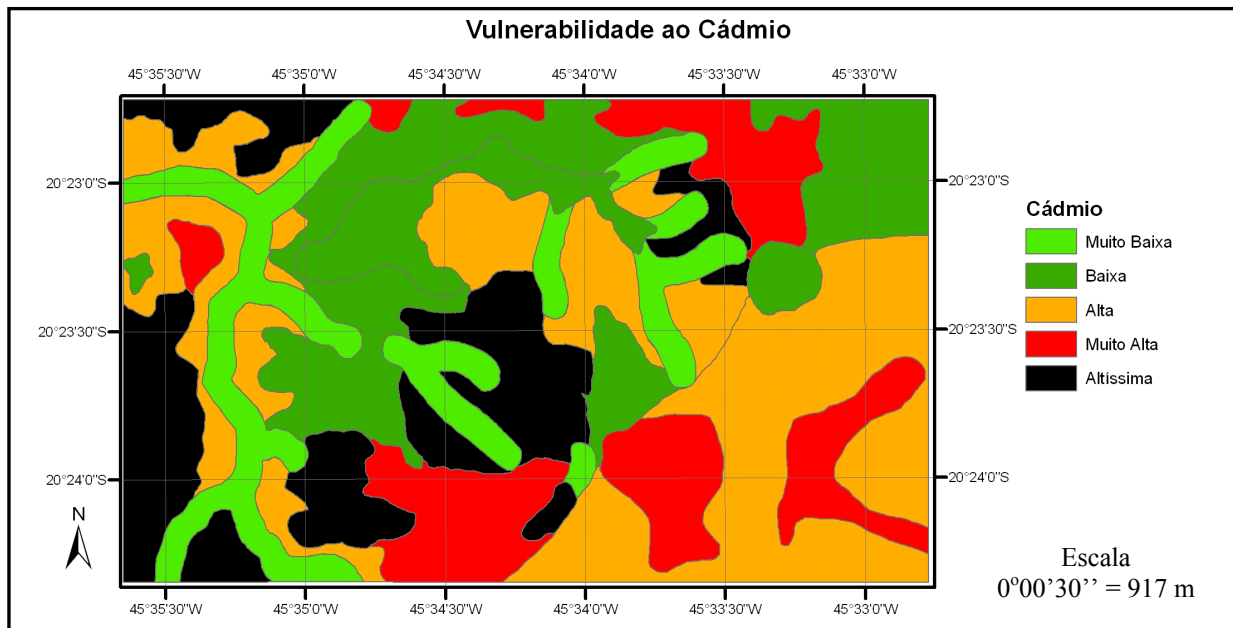
Valores de óxidos maiores predominaram nas manchas de latossolos (verde e verde clara – **figura 9**, página 32) e nas manchas de cambissolos glei eutróficos (dolinas sem sumidouros – manchas roxas). Tal fato é esperado para os latossolos e, no caso do que foi observado nas dolinas, a explicação provável é o acúmulo dos óxidos presentes na fração argila no fundo das mesmas.

### 7.5.2.3 – Mapas de Vulnerabilidade Química

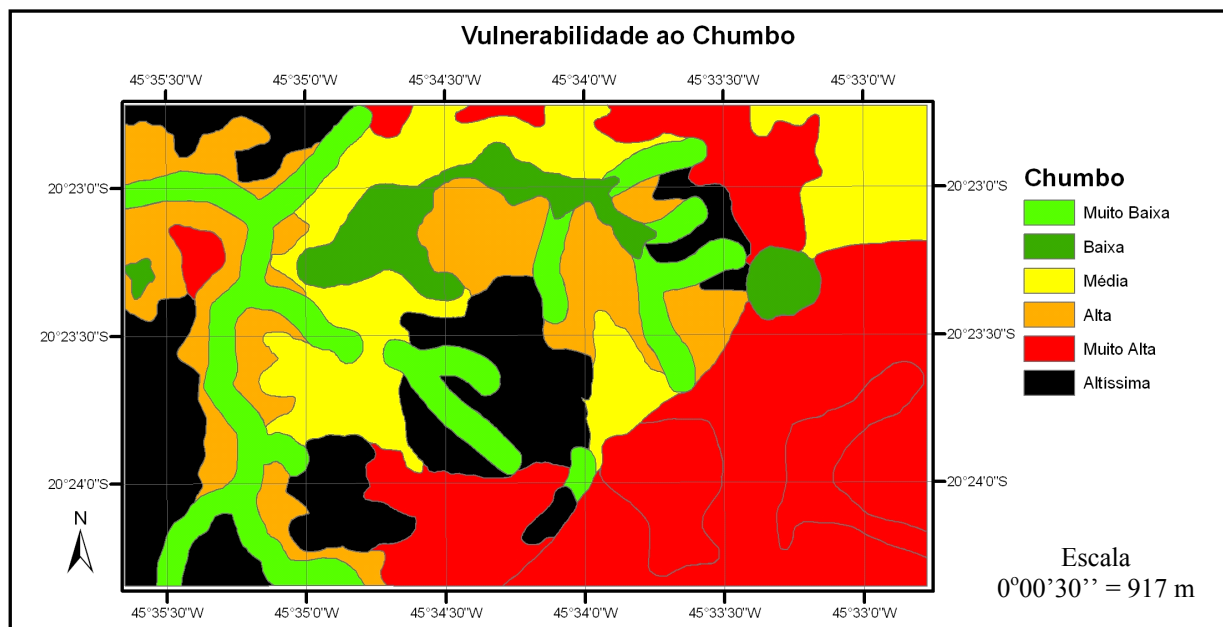
Com os valores relativos do quadro anterior, construíram-se os mapas de vulnerabilidades. Para cada metal, cada uma das oito manchas recebeu seu respectivo valor. As figuras 27 a 33 apresentam estes sete mapas.



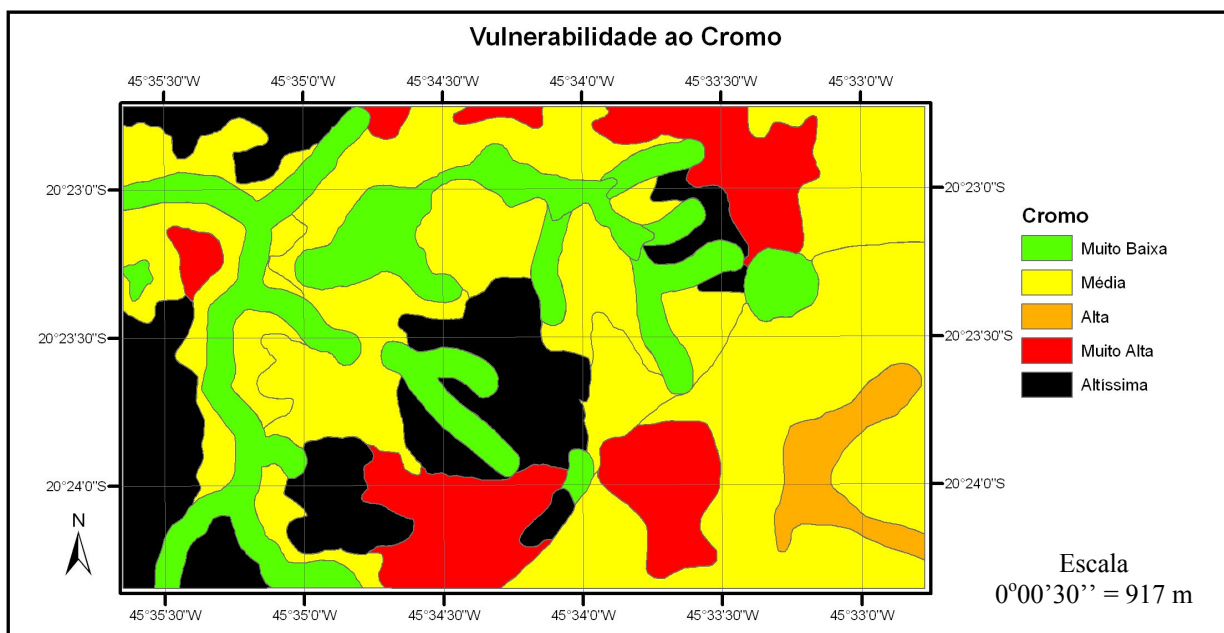
**Figura 27:** Mapa de vulnerabilidade química para o metal bário.



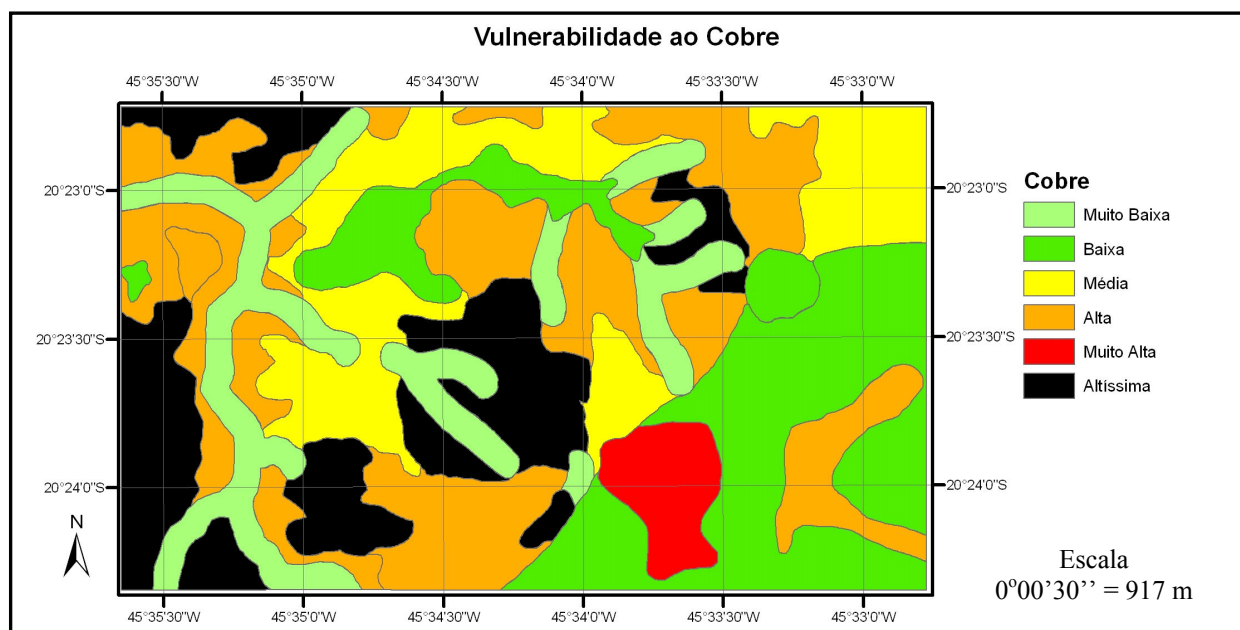
**Figura 28:** Mapa de vulnerabilidade química para o metal cádmio.



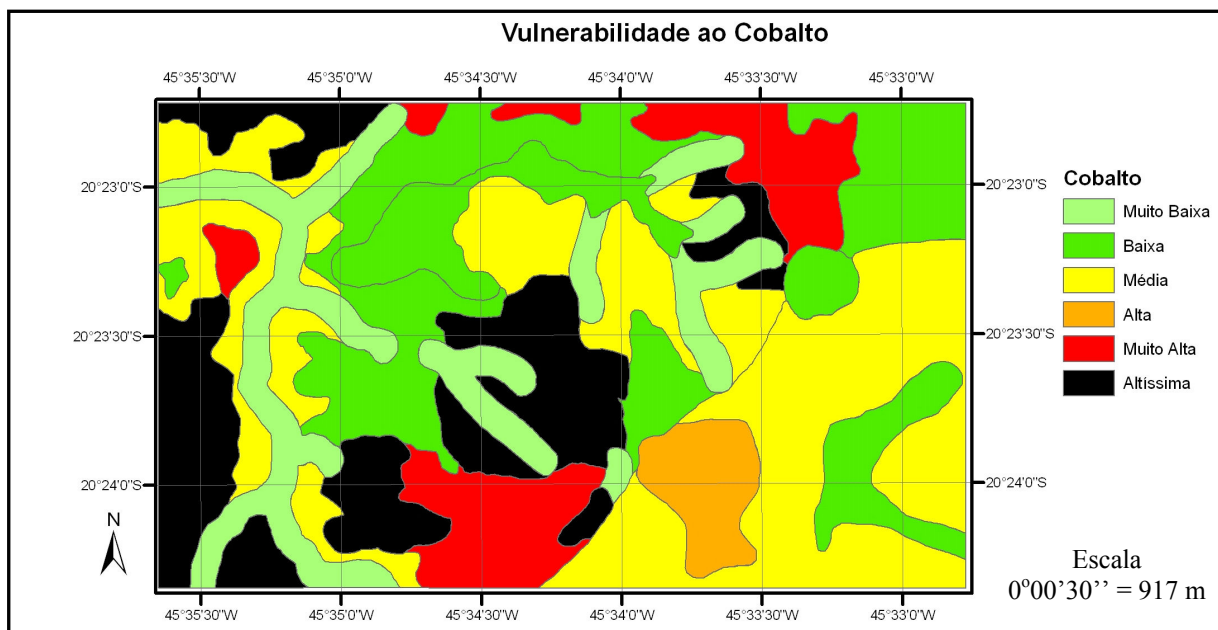
**Figura 29:** Mapa de vulnerabilidade química para o metal chumbo.



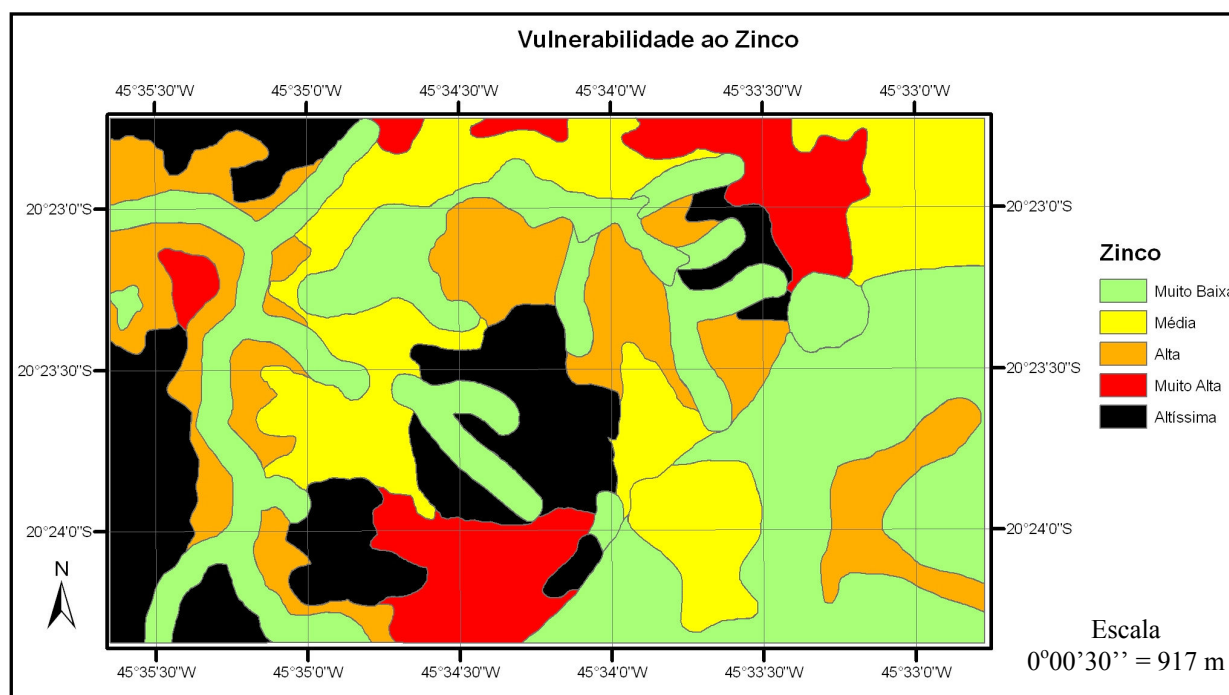
**Figura 30:** Mapa de vulnerabilidade química para o metal cromo.



**Figura 31:** Mapa de vulnerabilidade química para o metal cobre.



**Figura 32:** Mapa de vulnerabilidade química para o metal cobalto.



**Figura 33:** Mapa de vulnerabilidade química para o metal zinco.

A primeira observação a se fazer refere-se ao fato de que o comportamento das vulnerabilidades, nos diferentes solos (latossolo, cambissolo glei e argissolo), foi diferente. Para as manchas localizadas nos argissolos e cambissolos glei, cuja maioria do substrato corresponde ao calcário, nota-se que as vulnerabilidades muito baixas e baixas ocorreram em áreas de altitudes menores (margens de drenagem a áreas adjacentes) e em dolinas sem sumidouro. Por outro lado, as vulnerabilidades maiores ocorreram em áreas altas. É a resposta esperada do método que contemplou variáveis indicadoras dos constituintes retentores dos metais. Nos solos hidromórficos

(áreas de cotas baixas – várzea) a vulnerabilidade química foi alta (cromo, cobre e zinco) e muito alta (cádmio e chumbo) e para o cobalto a vulnerabilidade química foi baixa.

Tem-se a concepção de que atividades com potencial de degradação ambiental em áreas cuja profundidade das águas subterrâneas são baixas devem sofrer restrições. Para efeito de tomada de decisão, faz-se uso da variável permeabilidade hidráulica, além da profundidade em si. Permeabilidade é uma medida da taxa temporal de movimentação da água pelo perfil do solo. Solos arenosos geralmente possuem permeabilidades maiores e solos argilosos possuem permeabilidades menores. Áreas com menores permeabilidades são preferidas para se implantar atividades com potencial de degradação ambiental mais pronunciada.

Partindo-se do pressuposto de que se deseja a não percolação dos contaminantes e a conseqüente contaminação das águas subterrâneas, áreas de vulnerabilidades químicas baixas e muito baixas podem ser consideradas ambientes que possuem resistência e resiliência suficientes ao aporte dos metais. Porém, esta propriedade ocorrerá enquanto a capacidade dos constituintes dos solos em reter os metais não for ultrapassada. Ou seja, a retenção é limitada. Desta forma, faz-se necessário conhecer também, antes de se decidir pelo uso do solo de uma área, a capacidade suporte dos solos da mesma, ou seja, por quanto tempo os solos suportarão determinada taxa de aporte de contaminantes. Este modelo de cálculo de vulnerabilidade química apresentado refere-se apenas à análise da vulnerabilidade dos solos do ambiente estudado com base nos constituintes químicos. Profundidade das águas subterrâneas, permeabilidade hidráulica, capacidade suporte do solo e outros fatores devem também ser considerados quando se deseja avaliar uma vulnerabilidade mais ampla.

Áreas de cotas elevadas, mediante o critério único da profundidade das águas subterrâneas, são adequadas a atividades antrópicas. Sob o ponto de vista das vulnerabilidades químicas aqui calculadas e da possibilidade de serem áreas de recarga hídrica, não são adequadas a estas atividades.

Neste trabalho foi abordada uma metodologia para o cálculo de uma vulnerabilidade parcial chamada de vulnerabilidade química, ou seja, uma espécie de sub-vulnerabilidade. Uma vulnerabilidade global contemplaria muitas outras variáveis. É uma vulnerabilidade química por ter feito uso de variáveis químicas (CTC, matéria orgânica e teor de óxidos). Por outro lado, uma vulnerabilidade física poderia considerar outras variáveis (profundidade de aquíferos, declividade, permeabilidade hidráulica e etc). Também se pode falar de vulnerabilidade biológica e vulnerabilidade social. A primeira poderia abordar variáveis relativas a resistência e a resiliência dos seres vivos às mudanças nas condições e recursos ambientais dos quais necessitam. A vulnerabilidade social, por outro lado, poderia abordar variáveis relativas aos riscos ao homem e à seus patrimônios.



A vulnerabilidade global – um modelo que mais se aproxima da demanda real de avaliação de riscos de danos (ambientais e humanos) – deveria considerar todas estas vulnerabilidades, atribuindo a cada uma sua respectiva importância.

Um modelo de cálculo de vulnerabilidade química foi apresentado neste trabalho. Mostrou-se eficaz e atendeu aos objetivos outrora propostos. Entretanto, quando se desejar calcular a vulnerabilidade global deverá ocorrer a ampliação das áreas de restrição máxima. Neste trabalho, foram considerados como possuindo restrição máxima (vulnerabilidades altíssimas), apenas as áreas de afloramentos calcários e dolinas com sumidouros. Nota-se, porém, que outras restrições, relacionadas as variáveis de cálculo da vulnerabilidade física e biológica, devem ser consideradas. É o caso de se restringir – por exemplo - as áreas de cursos d’água, sejam intermitentes ou perenes, assim como uma faixa (buffer) no entorno destes; as áreas de preservação da fauna e/ou flora; áreas de valor social e patrimonial e outras, de acordo com as suas especificidades. As dolinas sem sumidouro também devem sofrer restrições, não pela vulnerabilidade química, mas com base em outros aspectos restritivos mais amplos.

Uma outra observação a ser feita, referente à delimitação das manchas, refere-se a geomorfologia do local. Delimitar manchas em áreas cársticas, da maneira como aqui foi feito, é uma tarefa difícil. Vários critérios geomorfológicos são considerados para esta ação. Um dos principais, se não for o principal, é o relevo – por meio das curvas de nível. Entretanto, estas curvas não são tão regulares quanto aquelas de outras geomorfologias de forma que as manchas contidas nos argissolos e cambissolo glei (cuja maioria do substrato é calcário) podem trazer algum erro de abrangência. Assim, as restrições para uso nos argissolos e cambissolo, presentes no próximo item desta dissertação, podem trazer em si algum erro nas faixas externas das manchas. Isto não ocorre para o latossolo distrófico e hidromórfico uma vez que as suas curvas de nível regulares contribuíram com a boa demarcação das manchas.

## 7.6 – Restrições de Uso do Solo na Área de Estudo

Caso fosse considerado apenas o modelo de cálculo de vulnerabilidade química ora proposto e se desejasse apenas que os poluentes ficassem retidos nos solos sem percolarem para as águas subterrâneas, as propostas de uso de solos seriam menos restritivas para áreas com vulnerabilidades baixas e muito baixas e mais restritivas para áreas com vulnerabilidades altas e muito altas. Conseqüentemente, estar-se-ia indicando que as dolinas sem sumidouro seriam pouco restritivas. Do ponto de vista único da retenção química, trata-se de uma verdade pois seus solos se mostraram bons retentores dos metais conforme pode ser visto nos mapas de vulnerabilidade. Porém, outros fatores devem ser levados em consideração. Desta forma e considerando todos os metais pesados, a mancha “Argissolo eutrófico: vertentes com altitudes médias” é considerada a que possui menor restrição de uso.

O quadro 19 apresenta as restrições para a área de estudo. Para a análise deste quadro considera-se restrição como sendo a necessidade de cuidados no que se refere ao controle ambiental dos metais para os quais exista algum tipo de restrição. Mesmo não existindo restrições de uso, as legislações ambientais referentes aos padrões de lançamentos de poluentes (líquidos, sólidos e gasosos) devem ser consideradas assim como aquelas que estabelecem padrões de qualidade dos solos, águas e ar e as que estabelecem regras de regularização ambiental de atividades com potencial poluidor e/ou degradador do meio ambiente. Na primeira coluna estão as manchas geomorfológicas, na segunda coluna estão as restrições com base na vulnerabilidade química e, na terceira coluna estão restrições baseadas nas vulnerabilidades químicas e em outros parâmetros ambientais. Pode ser considerada uma espécie de vulnerabilidade mais ampla por considerar também certos parâmetros físicos. Porém não é uma vulnerabilidade global uma vez que parâmetros biológicos e sociais não são considerados.

**Quadro 19:** Restrições de uso dos solos para as 9 manchas geomorfológicas da área de estudo.

<b>Restrições</b>	
<b>Manchas</b>	<b>Critérios de análise.</b>
<b>Apenas a Vulnerabilidade química.</b>	<b>Vulnerabilidade química e profundidade das águas subterrâneas (*) e capacidade suporte de retenção dos metais pelos constituintes dos solos (*).</b>
<b>Latossolo distrófico:</b> <b>vertente de altitudes médias.</b>	A restrição pode ser considerada menor àquelas da vulnerabilidade química. Isto se deve ao fato da profundidade das águas ser média e por não se tratar de uma área de recarga.
<b>Latossolo distrófico maiores altitudes.</b>	Apesar da hipótese de as águas subterrâneas estarem em profundidades maiores, a restrição ainda deve ser considerada tendo em vista que os metais não serão adequadamente retidos e poderão alcançá-las no futuro.
<b>Solos hidromórficos:</b> <b>Várzea.</b>	A restrição ocorre a todas as atividades tendo em vista a baixa profundidade do lençol. Inclusive ele é aflorante em certos pontos, principalmente no período das chuvas.
<b>Argissolo eutrófico:</b> <b>vertentes de altitudes médias.</b>	Não há restrições consideráveis uma vez que se trata de área na qual a profundidade das águas subterrâneas é, hipoteticamente, média e a vulnerabilidade química não é alta e muito alta.
<b>Cambissolo glei eutrófico:</b> <b>dolinas sem sumidouros.</b>	Há restrições por serem áreas nas quais o lençol d'água possui baixa profundidade.

(\*) Tais critérios são supostos de acordo com as características da área.

**Quadro 19:** Continuação ...

<b>Restrições</b>	
<b>Critérios de análise.</b>	
<b>Manchas</b>	<b>Vulnerabilidade química e profundidade das águas subterrâneas (*) e capacidade suporte de retenção dos metais pelos constituintes dos solos (*).</b>
<b>Argissolo eutrófico: margens de drenagem.</b>	Ausência de restrições.  Há restrições por serem áreas nas quais ocorre escoamento superficial (intermitente ou perene) capaz de carrear poluentes para outras localidades. A profundidade do lençol freático também é considerada baixa.
<b>Argissolo eutrófico: áreas planas.</b>	Restrito para todos os metais. Cromo e cobalto com restrições menos drásticas.  Ligeiras restrições tendo em vista ser área plana com lençol menos raso.
<b>Argissolo eutrófico: maiores altitudes.</b>	Restrito para todos os metais com uma restrição mais amena para o cobre.  Há restrições uma vez que poluentes atualmente lançados no solo poderiam alcançar as águas subterrâneas (mais profundas) em períodos futuros.
<b>Afloramentos e dolinas com sumidouros.</b>	Restrição máxima. Deve-se evitar o aporte de todas as formas de poluentes.

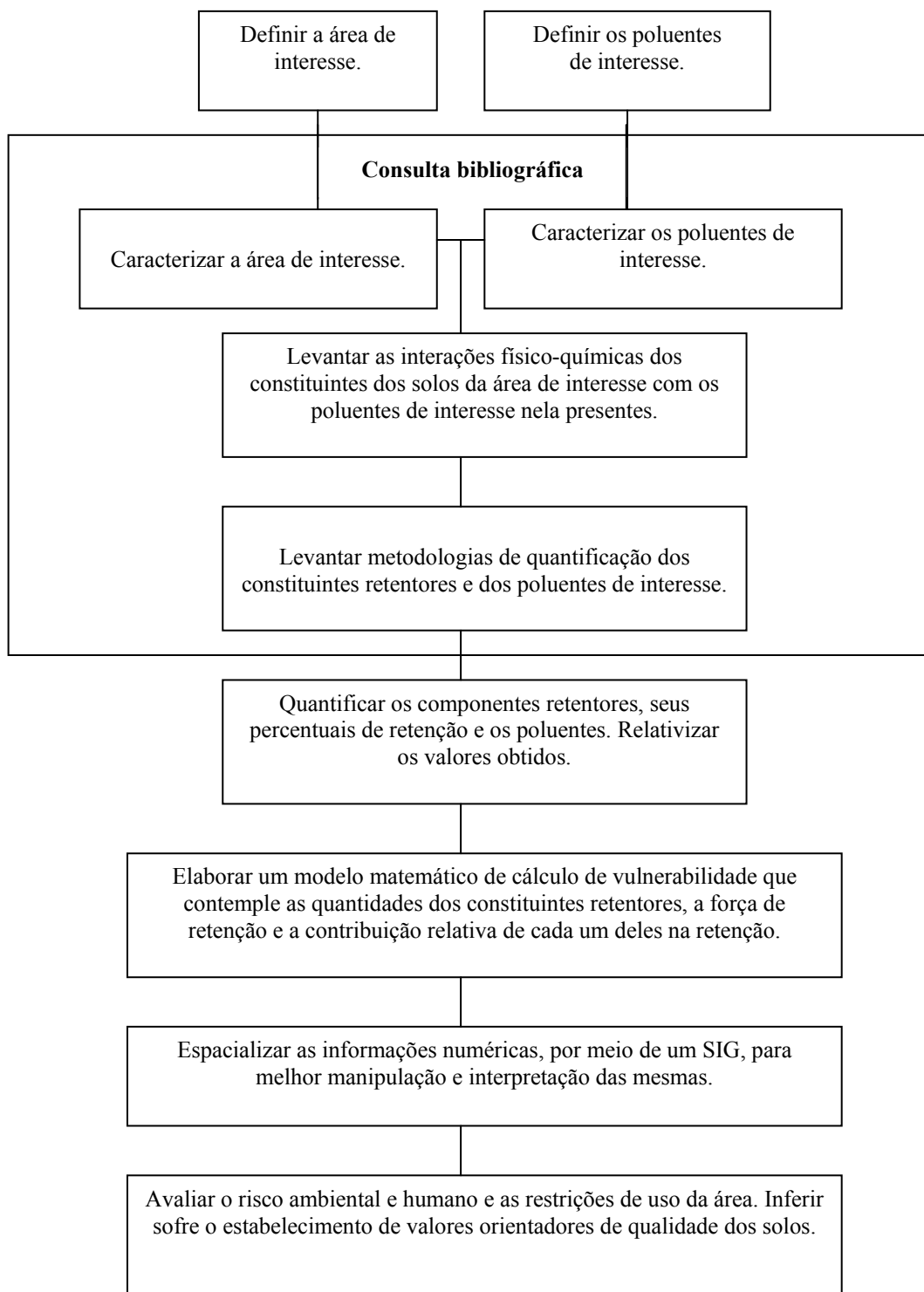
(\*) Tais critérios são supostos de acordo com as características da área.

## **7.7 – Sugestões de Procedimentos para a Determinação da Vulnerabilidade Química dos Solos**

Um dos objetivos deste trabalho foi apresentar uma metodologia/modelo de cálculo da vulnerabilidade química dos solos a contaminação por metais pesados com vistas a se preservar as águas subterrâneas. Reforça-se, assim, o pressuposto de que é vantajoso – do ponto de vista ambiental – que os metais permaneçam retidos nos solos sendo dificilmente disponibilizados para outros compartimentos ambientais.

Os constituintes químicos dos solos que retém os metais foram definidos com base na literatura e os seus pesos foram definidos com base na real retenção dos metais por cada um deles. Isto foi possível graças aos gráficos de fracionamento químico dos metais nos solos.

O fluxograma a seguir (figura 34) apresenta uma sugestão geral de ações para a determinação da vulnerabilidade química dos solos à contaminação por poluentes diversos.



**Figura 34:** Sugestões de ações para o cálculo da vulnerabilidade química dos solos. “Relativizar” pode ser entendido como a atribuição de valores às variações de uma determinada variável.

As abordagens serão muito mais seguras se a vulnerabilidade química for analisada em conjunto com as demais vulnerabilidades (física, ecológica e social).

## **7.8 – Demandas para a Difusão deste Método de Cálculo da Vulnerabilidade Química dos Solos**

O grande aspecto positivo do método de cálculo de vulnerabilidade química aqui proposto, com potencialidade de subsidiar o estabelecimento de valores orientadores de qualidade e intervenção em solos, é o fato de que se considerar as peculiaridades dos solos e dos contaminantes em questão. Isto permite que os valores orientadores sejam modificados temporal e espacialmente de forma a contemplar as alterações naturais e antrópicas ocorridas nos solos.

Basicamente, são três as classes de variáveis de entrada nos cálculos: o teor do poluente retido em cada constituinte, a força com que cada constituinte retém o poluente e os teores dos constituintes retentores. Estas variáveis podem ser obtidas em laboratórios. No entanto, algumas destas análises, até a presente data, podem ser onerosas uma vez que as demandas pelas mesmas ainda se limitam aos projetos de pesquisa. É o caso dos fracionamentos químicos. Hoje em dia, as legislações e os órgãos públicos de gestão ambiental exigem apenas – por meio de programas de monitoramento e de investigações ambientais – as concentrações totais dos poluentes e não suas ligações químicas com diferentes constituintes retentores ou suas espécies.

Acredita-se que este cenário mudará no futuro de forma a ocorrer um acréscimo na demanda por este tipo de análise em diversos laboratórios, sejam públicos (Universidades, Centros de Pesquisas, etc) ou privados. Quando isto ocorrer, estarão disponíveis dados de entrada para o modelo aqui proposto assim como para outros modelos que busquem cada vez mais contemplar ao máximo todas as variáveis interferentes na dinâmica dos poluentes nos compartimentos ambientais. Um bom exemplo disto ocorre com os casos de contaminação por mercúrio. Tal elemento, na sua forma metálica e metálico-catiônica, possui potencial de dano diferente daquele que ocorre devido a sua forma metilada. Assim, são essenciais - para a avaliação de riscos ambientais e ecológicos advindos deste elemento – as determinações das espécies químicas presentes no ambiente em estudo e as concentrações de cada uma delas. Estudos sobre o cromo também devem considerar a execução da fracionamento químico.

Enquanto não há um aumento da difusão de análises mais detalhadas destas variáveis. Opções para a obtenção de dados de entrada aos modelos de vulnerabilidade são os levantamentos já realizados como é o caso do Projeto RADANBRASIL, levantamentos da EMBRAPA e de outras empresas públicas e/ou privadas. Tal artifício foi utilizado neste trabalho para a obtenção dos teores de óxidos de alumínio. Tais levantamentos são úteis para se obter os teores dos constituintes químicos presentes nos solos. O ideal é fazer uso de dados obtidos em laboratório e originários de amostragens bem executadas. No entanto, na ausência destes, deve-se utilizar dados secundários uma vez que os resultados ainda serão melhores do que as informações que não contemplem todas

as variáveis físico-químicas envolvidas na dinâmica dos poluentes. Entretanto, para o uso de dados secundários, principalmente no que se refere a mapas, deve-se ter o cuidado de não atribuir a mapas de grandes escalas, informações de mapas de escalas menores para se evitar generalizações e homogeneizações de informações em áreas onde tais informações são heterogêneas.

A tendência para a determinação de valores orientadores de poluentes nos solos para o estado de Minas Gerais, e talvez isto esteja ocorrendo em outras localidades do Brasil e do mundo, é o uso das classes de solos. Certamente este artifício gerará valores muito mais próximos das necessidades reais e mais eficazes para efeitos de investigações ambientais, remediações e monitoramentos. Entretanto, surge aqui uma indagação a ser considerada. Uma determinada mancha de solo pode ter o teor de alguns dos seus constituintes retentores de poluentes alterados devido a ações antrópicas e continuar possuindo a mesma classificação e, conseqüentemente, os mesmos valores orientadores? A partir do momento que o valor orientador depende da classificação do solo, ele não seria alterado mesmo tendo havido mudança nos teores dos retentores dos poluentes? Supõe-se que as repostas para ambas sejam “sim”. Diante disto, poderia haver a idéia errônea de uma situação de vulnerabilidade e riscos ambientais diferentes da realidade devido à inadequação dos valores orientadores com o decorrer do uso dos solos. Por outro lado, os mapas de vulnerabilidade química, construídos considerando-se mudanças temporais nas características dos solos, são ferramentas por meio das quais se podem definir os valores orientadores de qualidade a qualquer tempo.



## **CAPÍTULO 8**

### **CONCLUSÕES**

O modelo proposto para o cálculo de vulnerabilidade é válido uma vez que contempla os constituintes dos solos retentores dos metais, a força de retenção e o percentual de metal que cada constituinte retém. Porém, as variáveis de cálculo desta vulnerabilidade referem-se a uma parcela do conjunto de todas as variáveis que fornecem a vulnerabilidade global de um ambiente. O modelo proposto pode ser entendido como um meio de se obter a vulnerabilidade química dos solos uma vez que se baseou na retenção dos metais pelos constituintes químicos dos solos. A vulnerabilidade global pode ser obtida por meio do uso de todas as variáveis em um modelo global ou pela união da vulnerabilidade química com as demais vulnerabilidades (vulnerabilidades ecológica, física e humana).

Os teores de metais pesados encontrados na área demandam atenção tendo em vista que boa parte deles supera os limites de intervenção estabelecidos pela CETESB. Os mapas de isoteores destes metais, assim como a presença de certos empreendimentos na área de estudo, sugerem que sua origem pode ser de tais empreendimentos. Os gráficos de fracionamento químico mostram que as interações entre os metais pesados e solos são complexas e que inúmeras variáveis podem estar envolvidas neste processo explicando assim as diferenças nos percentuais de retenção dos diferentes metais pelos constituintes dos solos nas diferentes amostras.

Para os argissolos e cambissolo glei, os mapas de vulnerabilidade química indicam que áreas onde há maior acúmulo de materiais retentores (áreas planas em cotas mais baixas) tendem a possuir vulnerabilidades menores enquanto que as vulnerabilidades maiores ocorrem em áreas menos planas e de cotas mais altas. Nos latossolos e solos hidromórficos, a vulnerabilidade química demonstrou variações dependentes do metal e independentes da altitude.

Entretanto, para se abordar por completo aspectos de restrições de usos dos solos e a existência de riscos ambientais, faz-se necessário o levantamento de variáveis relativas a outras classes de vulnerabilidade.

## **CAPÍTULO 9**

### **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- AL-ADAMAT, R. A. N., FOSTER, I. D. L., BABAN, S. M. J. Groundwater vulnerability and riskmapping for the Basaltic aquifer of the Azraq basin of Jordan using GIS, Remote sensing and DRASTIC. **Applied Geography** **23**. 2003. p. 303–324;
- ALLOWAY, B.J. & AYRES, D. C. **Chemical Principles of Environmental Pollution**. London, Blackie Academic & Professional. 1994. 279 p.;
- AMARAL SOBRINHO, N. M. B. **Efeito da vinhaça em mistura com nitrato na dinâmica do nitrogênio em solo ácido**. Dissertação de Mestrado. UFRRJ. Rio de Janeiro. 1982;
- BAIRD, C. **Química Ambiental** – Bookman, 2 Ed. Porto Alegre. 2002. 622 p.;
- BORGHETTI, C. **A Influência da Indústria Calcinadora na Distribuição e na Concentração de Metais Pesados na Região de Córrego Fundo – Pains (MG)**. Dissertação de Mestrado. UFMG. Belo Horizonte. 2002. 71 p.;
- CARDOSO, L. M. N. & CHASIN, A. A. M. **Ecotoxicologia do Cádmio e seus Compostos**. Salvador. Centro de Recursos Ambientais. 2001. 122 p.;
- CEMIG - CENTRAIS ELETRICAS DE MINAS GERAIS. **Uso de energia na indústria de cal em Minas Gerais**. Belo Horizonte. 1991. 245p.;
- CETESB. **Decisão de diretoria Nº 195-2005-E, de 23 de novembro de 2005**. São Paulo, CETESB. 2005. 4 p.;
- COSTA, C. N. MEURER, E. J, BISSANI, C. A., SELBACH, P. Contaminantes e Poluentes do Solo e Meio Ambiente. In: MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. 2 ed. Porto Alegre. 2004;
- DEFILIPO, B. V. & RIBEIRO, A. C. **Boletim de extensão N 29: análise química do solo**. 2 ed. UFV. 1997;

- EGREJA FILHO, F. B. **Extração seqüencial de metais pesados em solos altamente intemperizados: utilização de componentes-modelo e planejamentos com misturas ternárias na otimização do método.** Tese (Doutorado). UFV. Viçosa. 1997. 287 p;
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. Rio de Janeiro, RJ. **Manual de Métodos de Análise de Solo.** Centro Nacional de Pesquisas de Solos - 2 ed. rev. atual. - Rio de Janeiro, 1997. 212 p;
- IANHEZ, R. **Fracionamento Químico de Metais Pesados em Solos Contaminados por Resíduos Industriais e Otimização Quimiométrica de Misturas para a Descontaminação por Lixiviação Química.** Dissertação de Mestrado. UFMG/ICEx/DQ. Belo Horizonte. 2003. 158 p.;
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Folha Arcos, 1:50000 (SF-23-C-I-4).** Rio de Janeiro. 1970;
- KARMANN, I. Ciclo da Água, água subterrânea e sua ação geológica. In: TEIXEIRA, W., TOLEDO, M. C. M., FAIRCHILD, T. R. e TAIOLI, F. (Org.). **Decifrando a terra.** São Paulo. Oficina de Textos. 2000. Reimpressão. 2001. 568 p.;
- KOHLER, H. C. **Geomorfologia Cárstica na Região de Lagoa Santa – MG.** Tese de Doutorado, Departamento de Geografia – USP. São Paulo. 1989. 113 p.;
- LAGES, S. G., OLIVEIRA, C. V., SAADI, A. Levantamento Pedológico e de Aptidão Agrícola da Província Cárstica de Arcos - Pains - Doresópolis: Região entre Arcos e Pains - Minas Gerais. *In: XXX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo (Anais).* Recife. 2005. XXX CBCS, 2005;
- LEMOS, R. C. **Manual de descrição e coleta de solo no campo.** 3ª ed. Campinas. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1996. 84 p.;
- LIMA, C. E. P., DE MORAES, A. F., FONTES, M. P. F. **Confecção de um Mapa de Vulnerabilidade Natural dos Solos do Estado de Minas Gerais à Contaminação por Metais Pesados.** Projeto Final de Curso de Graduação. UFV. Viçosa. 2004. 55 p.;

- LOPES, J. N. **Faciologia e gênese dos carbonatos do Grupo Bambuí na região de Arcos, estado de Minas Gerais.** Dissertação (mestrado) - Universidade de São Paulo. São Paulo. 1995. 166 p.;
- MATOSINHOS, C. C. **Avaliação de risco ecológico como estratégia para a prevenção da poluição industrial – estudo de caso para o setor têxtil.** Dissertação de Mestrado. UFMG. Belo Horizonte. 2004. 180 p.;
- MENEGASSE, L. N., GONÇALVES, J. M., FANTINEL, L. Disponibilidades Hídricas na Província Cárstica de Arcos – Pains - Doresópolis, Alto São Francisco, Minas Gerais, Brasil. **Revista Águas Subterrâneas.** Nº. 16. 2002. 19 p.;
- OLIVEIRA, C. V. **Atributos químicos, mineralógicos e micromorfológicos, gênese e uso de solos do Projeto Jaíba, norte de Minas Gerais.** Tese de doutorado. UFV. Viçosa. 1999. 161 p.;
- PAIM, L. A. **Contaminação do solo por metais pesados: silício e fósforo como agentes amenizadores.** UFLA. Lavras. 2002. 67 p.;
- PANOSO, L. A. Levantamento de reconhecimento detalhado dos solos da área sob influência dos reservatório de Três Marias. Belo Horizonte, EPAMIG. (**Bol. Técnico SNLCS, 57**). 1978;
- PAOLIELLO, M. M. B. & CHASIN, A. A. M. **Ecotoxicologia do Chumbo e seus Compostos.** Salvador. Centro de Recursos Ambientais. 2001. 144 p.;
- PEDROSO, M. F. M. **Ecotoxicologia e Avaliação de Risco do Petróleo.** Salvador: Centro de Recursos Ambientais, 2002. 246 p.;
- PEDROZO, M. F. M. & LIMA, I. V. **Ecotoxicologia do cobre e seus compostos.** Salvador. Centro de Recursos Ambientais, 2001. 128 p.;
- PENKOV, M. Basic Procedures for Mapping the Chemical Contamination of Bulgarian Soils. In: **Mapping of Soil and Terrain Vulnerability to Specified Chemical Compounds in Europe at scale of 1:5 M.** 1991, Wageningen, Holanda. Anais. Wageningen, Holanda. 1991. p. 57-60;

- RIBEIRO, J. C. J. **Indicadores Ambientais: avaliando a política de meio ambiente no Estado de Minas Gerais**. Semad. Belo Horizonte. 2006. 304 p.;
- SANTOS, C. I. F. **As Relações entre Endocarste e Exocarste na Província Cárstica de Arcos – Pains - Doresópolis/MG**. Dissertação de Mestrado. UFMG. Belo Horizonte. 2002. 69 p.;
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, H. **Lehrbuch der Bodenkunde**. Stuttgart, Enke. 1984. 442 p.;
- SILVA, C. S. & PEDROZO, M. F. M. **Ecotoxicologia do cromo e seus compostos**. Salvador. Centro de Recursos Ambientais, 2001. 100 p.;
- SIMÃO, J. B. P. & SIQUEIRA, J. O. Solos Contaminados por Metais Pesados: Características, implicações e Remediação. *in* **Informe Agropecuário**. Belo Horizonte. V 22. N 210. 2001. p 18 – 265;
- SOARES, M. R. **Coeficiente de Distribuição (Kd) de metais pesados e sua relação com atributos físico-químicos de solos do estado de São Paulo**. Tese (Doutorado). ESALQ. Piracicaba. 2004. 202 p.
- SRIVASTAVA, P., SINGH, B., ANGOVE, M. Competitive Adsorption Behavior of Heavy Metals on Kaolinite. *In: Journal of Colloid and Interface Science*. N 290. 2005. p 28 – 38;
- STIGLIANI, W. M. **Chemical Time Bombs: Definition, Concepts and Examples**. **Executive report 16**, Luxemburg. 1991;
- TOLEDO, M. C. M., OLIVEIRA, S. M. B, MELFI, A. J. Intemperismo e formação do solo. In: TEIXEIRA, W., TOLEDO, M. C. M., FAIRCHILD, T. R. e TAIOLI, F. (Org.). **Decifrando a terra**. São Paulo. Oficina de Textos. 2000. Reimpressão. 2001. 568 p.;
- XAVIER, L. L. **Análise de risco ambiental em cenários de contaminação do solo: uma avaliação metodológica comparativa**. Dissertação de mestrado. UFMG. Belo Horizonte. 2004. 250 p.;

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Environmental health criteria 61 – Chromium.**  
Geneva. 1988.

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Environmental health criteria 134 – Cadmium.**  
Geneva. 1992;

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Environmental health criteria 165 – Inorganic lead.** Geneva. 1995;

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Environmental health criteria 200 – Cupper.**  
Geneva. 1998.

## **ANEXOS**

## CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL

### DECISÃO DE DIRETORIA Nº 195-2005- E, de 23 de novembro de 2005

Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências.

A Diretoria Plena da CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, à vista do que consta do Processo nº E-532-2005, considerando a manifestação do Departamento Jurídico, contida na Folha de Despacho PJ nº 1799-2005, juntada às fls. 026, bem como o Relatório à Diretoria nº 060-2005-E, que acolhe, DECIDE:

**Artigo 1º** – Aprovar os Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, constantes do Anexo Único que integra esta Decisão de Diretoria, em substituição à Tabela de Valores Orientadores aprovada pela Decisão de Diretoria nº 014-01-E, de 26 de julho de 2001, e publicada no Diário Oficial do Estado, Empresarial, de 26 de outubro de 2001, continuando em vigor o Relatório “Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo”, também aprovado pela Decisão de Diretoria nº 014-01-E.

Parágrafo Único – Os Valores Orientadores aprovados por este artigo deverão ser revisados em até 4 (quatro) anos, ou a qualquer tempo, e submetidos à deliberação da Diretoria Plena da CETESB.

**Artigo 2º** – No prazo de 6 (seis) meses, contado da publicação desta Decisão de Diretoria, as áreas técnicas competentes deverão submeter à Deliberação da Diretoria proposta de Norma Técnica CETESB, dispondo sobre a atualização do Relatório “Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo”, de que trata a Decisão de Diretoria nº 014-01-E.

**Artigo 3º** – Os Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas - 2005 deverão ser adotados, no que couber, em todas as regras pertinentes da CETESB e nas Normas Técnicas, já editadas ou a serem publicadas, especialmente as Normas Técnicas P 4.230 (agosto de 1999) e P 4.233 (setembro de 1999) com alterações posteriores, que dispõem, respectivamente, sobre a “Aplicação de Lodos de Sistemas de Tratamento Biológico em Áreas Agrícolas – Critérios para Projeto e Operação” e “Lodos de Curtumes – Critérios para o Uso em Áreas Agrícolas e Procedimentos para Apresentação de Projetos”, que utilizem Valores Orientadores para a fixação de limite de concentração de substâncias no solo ou nas águas subterrâneas por elas estabelecido.

**Artigo 4º** – As áreas contaminadas somente serão reclassificadas nos casos em que todos os Valores de Intervenção (VI) das substâncias responsáveis pela contaminação tenham sofrido alteração.

**Artigo 5º** – A Diretoria de Controle de Poluição Ambiental, no prazo de 160 (cento e sessenta) dias, contado da publicação desta Decisão de Diretoria, deverá fixar procedimento técnico-administrativo adequando as suas ações de controle aos novos Valores de Intervenção (VI).

**Artigo 6º** – Esta Decisão de Diretoria entra em vigor na data de sua publicação, surtindo seus efeitos na seguinte conformidade:

- I – a partir de 1º de junho de 2006 – aplicação dos Valores de Intervenção (VI) para as substâncias que, em relação aos publicados em 2001, tenham sofrido alteração para valores mais restritivos;
- II – a partir da publicação desta Decisão – aplicação dos Valores de Intervenção (VI) para as substâncias que, em relação aos publicados em 2001, tenham mantidos os valores anteriores ou que tenham sofrido alteração para valores menos restritivos, bem como dos Valores de Intervenção para as novas substâncias relacionadas no Anexo Único que integra esta Decisão de Diretoria.



## ANEXO ÚNICO

a que se refere o artigo 1º da Decisão de Diretoria Nº 195-2005-E,  
de 23 de novembro de 2005

### VALORES ORIENTADORES PARA SOLOS E ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO ESTADO DE SÃO PAULO

Os Valores Orientadores são definidos e têm a sua utilização como segue:

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

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

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

VALORES ORIENTADORES PARA SOLO E ÁGUA SUBTERRÂNEA NO ESTADO DE SÃO PAULO

Substância	CAS Nº	Referência de qualidade	Solo (mg.kg <sup>-1</sup> de peso seco) <sup>(1)</sup>				Água Subterrânea
			Prevenção	Intervenção			(µg.L <sup>-1</sup> )
				Agrícola APMax	Residencial	Industrial	Intervenção
<b>Inorgânicos</b>							
Alumínio	7429-90-5	-	-	-	-	-	200
Antimônio	7440-36-0	<0,5	2	5	10	25	5
Arsênio	7440-38-2	3,5	15	35	55	150	10
Bário	7440-39-3	75	150	300	500	750	700
Boro	7440-42-8	-	-	-	-	-	500
Cádmio	7440-48-4	<0,5	1,3	3	8	20	5
Chumbo	7440-43-9	17	72	180	300	900	10
Cobalto	7439-92-1	13	25	35	65	90	5
Cobre	7440-50-8	35	60	200	400	600	2.000
Cromo	7440-47-3	40	75	150	300	400	50
Ferro	7439-89-6	-	-	-	-	-	300
Manganês	7439-96-5	-	-	-	-	-	400
Mercúrio	7439-97-6	0,05	0,5	12	36	70	1
Molibdênio	7439-98-7	<4	30	50	100	120	70
Níquel	7440-02-0	13	30	70	100	130	20
Nitrato (como N)	797-55-08	-	-	-	-	-	10.000
Prata	7440-22-4	0,25	2	25	50	100	50
Selênio	7782-49-2	0,25	5	-	-	-	10
Vanádio	7440-62-2	275	-	-	-	-	-
Zinco	7440-66-6	60	300	450	1000	2000	5.000
<b>Hidrocarbonetos aromáticos voláteis</b>							
Benzeno	71-43-2	na	0,03	0,06	0,08	0,15	5
Estireno	100-42-5	na	0,2	15	35	80	20
Etilbenzeno	100-41-4	na	6,2	35	40	95	300
Tolueno	108-88-3	na	0,14	30	30	75	700
Xilenos	1330-20-7	na	0,13	25	30	70	500
<b>Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos <sup>(2)</sup></b>							
Antraceno	120-12-7	na	0,039	-	-	-	-
Benzo(a)antraceno	56-55-3	na	0,025	9	20	65	1,75
Benzo(k)fluoranteno	207-06-9	na	0,38	-	-	-	-
Benzo(g,h,i)perileno	191-24-2	na	0,57	-	-	-	-
Benzo(a)pireno	50-32-8	na	0,052	0,4	1,5	3,5	0,7
Criseno	218-01-9	na	8,1	-	-	-	-
Dibenzo(a,h)antraceno	53-70-3	na	0,08	0,15	0,6	1,3	0,18
Fenantreno	85-01-8	na	3,3	15	40	95	140
Indeno(1,2,3-c,d)pireno	193-39-5	na	0,031	2	25	130	0,17
Naftaleno	91-20-3	na	0,12	30	60	90	140
<b>Benzenos clorados <sup>(2)</sup></b>							
Clorobenzeno (Mono)	108-90-7	na	0,41	40	45	120	700
1,2-Diclorobenzeno	95-50-1	na	0,73	150	200	400	1.000
1,3-Diclorobenzeno	541-73-1	na	0,39	-	-	-	-
1,4-Diclorobenzeno	106-46-7	na	0,39	50	70	150	300
1,2,3-Triclorobenzeno	87-61-6	na	0,01	5	15	35	(a)
1,2,4-Triclorobenzeno	120-82-1	na	0,011	7	20	40	(a)
1,3,5-Triclorobenzeno	108-70-3	na	0,5	-	-	-	(a)
1,2,3,4-Tetraclorobenzeno	634-66-2	na	0,16	-	-	-	-
1,2,3,5-Tetraclorobenzeno	634-90-2	na	0,0065	-	-	-	-
1,2,4,5-Tetraclorobenzeno	95-94-3	na	0,01	-	-	-	-
Hexaclorobenzeno	118-74-1	na	0,003 <sup>(3)</sup>	0,005	0,1	1	1
<b>Etanos clorados</b>							
1,1-Dicloroetano	75-34-2	na	-	8,5	20	25	280
1,2-Dicloroetano	107-06-2	na	0,075	0,15	0,25	0,50	10
1,1,1-Tricloroetano	71-55-6	na	-	11	11	25	280
<b>Etenos clorados</b>							
Cloreto de vinila	75-01-4	na	0,003	0,005	0,003	0,008	5

1,1-Dicloroetano	75-35-4	na	-	5	3	8	30
1,2-Dicloroetano - cis	156-59-2	na	-	1,5	2,5	4	(b)
1,2-Dicloroetano - trans	156-60-5	na	-	4	8	11	(b)
Tricloroetano - TCE	79-01-6	na	0,0078	7	7	22	70
Tetracloroetano - PCE	127-18-4	na	0,054	4	5	13	40
<b>Metanos clorados</b>							
Cloreto de Metileno	75-09-2	na	0,018	4,5	9	15	20
Clorofórmio	67-66-3	na	1,75	3,5	5	8,5	200
Tetracloroeto de carbono	56-23-5	na	0,17	0,5	0,7	1,3	2
<b>Fenóis clorados</b>							
2-Clorofenol (o)	95-57-8	na	0,055	0,5	1,5	2	10,5
2,4-Diclorofenol	120-83-2	na	0,031	1,5	4	6	10,5
3,4-Diclorofenol	95-77-2	na	0,051	1	3	6	10,5
2,4,5-Triclorofenol	95-95-4	na	0,11	-	-	-	10,5
2,4,6-Triclorofenol	88-06-2	na	1,5	3	10	20	200
2,3,4,5-Tetraclorofenol	4901-51-3	na	0,092	7	25	50	10,5
2,3,4,6-Tetraclorofenol	58-90-2	na	0,011	1	3,5	7,5	10,5
Pentaclorofenol (PCP)	87-86-5	na	0,16	0,35	1,3	3	9
<b>Fenóis não clorados</b>							
Cresóis		na	0,16	6	14	19	175
Fenol	108-95-2	na	0,20	5	10	15	140
<b>Ésteres ftálicos</b>							
Dietilexil ftalato (DEHP)	117-81-7	na	0,6	1,2	4	10	8
Dimetil ftalato	131-11-3	na	0,25	0,5	1,6	3	14
Di-n-butil ftalato	84-74-2	na	0,7	-	-	-	-
<b>Pesticidas organoclorados</b>							
Aldrin <sup>(2)</sup>	309-00-2	na	0,0015 <sup>(3)</sup>	0,003	0,01	0,03	(d)
Dieldrin <sup>(2)</sup>	60-57-1	na	0,043 <sup>(3)</sup>	0,2	0,6	1,3	(d)
Endrin	72-20-8	na	0,001 <sup>(3)</sup>	0,4	1,5	2,5	0,6
DDT <sup>(2)</sup>	50-29-3	na	0,010 <sup>(3)</sup>	0,55	2	5	(c)
DDD <sup>(2)</sup>	72-54-8	na	0,013	0,8	3	7	(c)
DDE <sup>(2)</sup>	72-55-9	na	0,021	0,3	1	3	(c)
HCH beta	319-85-7	na	0,011	0,03	0,1	5	0,07
HCH - gama (Lindano)	58-89-9	na	0,001	0,02	0,07	1,5	2
<b>PCBs</b>							
total		na	0,0003 <sup>(3)</sup>	0,01	0,03	0,12	3,5

(1) - Procedimentos analíticos devem seguir SW-846, com metodologias de extração de inorgânicos 3050b ou 3051 ou procedimento equivalente.

(2) - Para avaliação de risco, deverá ser utilizada a abordagem de unidade toxicológica por grupo de substâncias.

(3) - Substância banida pela Convenção de Estocolmo, ratificada pelo Decreto Legislativo n° 204, de 07-05-2004, sem permissão de novos aportes no solo.

na - não se aplica para substâncias orgânicas.

(a) somatória para triclorobenzenos = 20 µg.L<sup>-1</sup>.

(b) somatória para 1,2 dicloroetenos; = 50 µg.L<sup>-1</sup>.

(c) somatória para DDT-DDD-DDE = 2 µg.L<sup>-1</sup>.

(d) somatória para Aldrin e Dieldrin = 0,03 µg.L<sup>-1</sup>.

## CURRICULUM VITAE

### **Adriano Fernandes de Moraes**

Nascimento: 10/10/1980 - Campo Belo/MG - Brasil

Endereço: Rua Prof. Almeida Cunha, 210/604. B. São Luiz. Cep: 31270-730. Belo Horizonte, MG.

Telefone: 0XX 31 9824 0480, 0XX 31 3219 5712 (trabalho). E-mail: adriano39611@yahoo.com.br

### **Formação**

- Engenheiro Ambiental - Universidade Federal de Viçosa (CREA/MG 05001031)
- Bacharel em Química - Universidade Federal de Viçosa (CRQ/MG 10211/2005)

### **Cursos de Curta Duração**

2005: Tecnologia GPS;

2003: Análise do Ciclo de Vida - Instrumento para Aval. de Impactos Ambientais;

2003: Curso Básico de Socorro e Resgate;

2003: Tratamento de Resíduos;

2002: Recursos de Separação e Identificação de Resíduos em Água;

2001: Determinação de Mercúrio em Amostras Ambientais;

1999: Otimização em Química.

### **Atuação Profissional**

**Local:** Fundação Estadual do Meio Ambiente – FEAM, Belo Horizonte - MG.

**Função:** Analista Ambiental – Gerência de Gestão da Qualidade do Solo

**Período:** Atual

**Local:** Laboratório de Eng. Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Viçosa.

**Função:** Estágio – Gerenciamento, tratamento e disposição final de resíduos sólidos.

**Período:** set/2000 – dez/2004;

### **Participação em Eventos**

Ecolatina: Seminário Sustentabilidade Ambiental da Indústria de petróleo, Gás e Energia, 2006 – Belo Horizonte, MG;

Simpósio Internacional de Indicadores Ambientais, 2006 – Belo Horizonte, MG;

Seminário De Pesquisador a Empresário: O CENTEV/UFV e os Capitais de Risco, 2004 - Viçosa, MG;

II Simpósio Brasileiro de Engenharia Ambiental, 2003 – Itajaí, SC;

XXII ENEQUI: Encontro Nacional dos Estudantes de Química, 2003 – Viçosa, MG;

I Fórum Regional de Educação Ambiental, 2002 – Viçosa, MG;

XII Simpósio de Iniciação Científica, 2002 – Viçosa, MG;

XVI Encontro Regional da SBQ - MG, 2002 – Viçosa, MG.

### **Conhecimentos Básicos de Informática**

Windows, Excel, Power Point, Word, navegação na internet, ArcGis e Autocad.

### **Idiomas**

Inglês: Leitura e escrita em nível básico.